

**Univerzita Karlova v Praze**  
**Přírodovědecká fakulta**

Geografie  
Fyzická geografie a geoekologie



**Bc. Vladimír Zýka**

Fragmentace krajiny ČR dopravními stavbami - vývoj, současný stav a priority územní  
ochrany

*Landscape fragmentation by line barriers in the Czech Republic - development, state of  
the art and priorities of territorial protection*

Diplomová práce

Vedoucí diplomové práce: RNDr. Dušan Romportl, Ph.D.

Praha, 2014

**Prohlášení:**

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval samostatně a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 20. 08. 2014

Podpis

**Poděkování:**

Chtěl bych poděkovat svému vedoucímu diplomové práce RNDr. Dušanu Romportlovi, Ph.D. za pomoc a vstřícnost při zpracovávání závěrečné práce. Zároveň tímto děkuji Bc. Anně Krejčí za pomoc s korekturou a úpravou textu.

**Věnování:**

Rád bych tuto diplomovou práci věnoval svým rodičům, bez jejichž podpory by práce nemohla vzniknout. Chtěl bych jim tímto vyjádřit svou vděčnost za jejich trpělivost a obětavost, se kterou mě podporovali během celého mého studia.



# **Zadání diplomové práce**

## **Název práce**

Fragmentace krajiny ČR dopravními stavbami – vývoj, současný stav a priority územní ochrany

## **Klíčová slova**

fragmentace krajiny – konektivita krajiny – ekologická integrita – analýza mezer územní ochrany

## **Cíle práce**

1. Rešerše problematiky fragmentace krajiny liniovými stavbami a plošnými změnami krajinného pokryvu v Evropě a v České republice.
2. Analýza vývoje fragmentace krajiny dopravními stavbami od r. 1920 po současnost
3. Kvalitativní analýza nefragmentované krajiny dle hodnocení míry ekologické integrity
4. Hodnocení stávající úrovně územní ochrany krajiny v kontextu její fragmentace - analýza mezer

## **Použité pracovní metody, zájmové území, datové zdroje**

Rešerše problematiky fragmentace krajiny a ochrany její prostupnosti v Evropě a České republice. Zhodnocení vývoje fragmentace krajiny České republiky dopravními stavbami na základě databáze KAGIK (Hudeček a spol.). Analýza kvality nefragmentované krajiny dle míry ekologické integrity území (dle Burkharda et al. 2009). Analýza ochrany prostupnosti krajiny pomocí stávajících ekologických sítí a soustav chráněných území (ÚSES, EECONET, NATURA 2000). Stanovení priorit územní ochrany přírody a krajiny v kontextu její fragmentace dle přístupu „gap analysis“.

Datum zadání: 10. 12. 2012

Podpis studenta

Podpis vedoucího práce

Bc. Vladimír Zýka

RNDr. Dušan Romportl, Ph.D.

Podpis vedoucího katedry

## **Fragmentace krajiny ČR dopravními stavbami – vývoj, současný stav a priority územní ochrany**

### **Abstrakt**

Tato práce se zabývá problematikou fragmentace krajiny liniovými stavbami a plošnými změnami krajinného pokryvu v Evropě a v České republice. Vývoj tzv. fragmentační geometrie, kterou tvoří dopravní infrastruktura a urbánní plochy, je podrobně popsán v letech 1920–2020. Na základě dat o silniční síti a zástavbě se v tomto časovém rozmezí hodnotí vývoj míry fragmentace krajiny v České republice. V práci je také zkoumána kvalita současné nefragmentované krajiny, a to doplněním míry fragmentace o hodnotu ekologické integrity (dle Burkharda et al., 2009). Výsledky analýzy mezer vymezují nejcennější oblasti české krajiny, které nejsou pokryty stávajícími zvláště chráněnými územími (NP, CHKO, Natura 2000). Výsledné oblasti jsou navíc porovnány s územním systémem ekologické stability a migračně významným územím pro velké savce.

### **Klíčová slova**

fragmentace krajiny – konektivita krajiny – ekologická integrita – analýza mezer územní ochrany

## **Landscape fragmentation by line barriers in the Czech Republic – development, state of the art and priorities of territorial protection**

### **Abstract**

This paper deals with the problem of landscape fragmentation by linear structures and changes in land cover printed in Europe and the Czech Republic. The development of the fragmentation geometry consisting of transport infrastructure and urban areas is described in detail in the years 1920–2020. In this time boundary the development of measure of landscape fragmentation in the Czech Republic is evaluated. This paper examines also the quality of the current unfragmented landscape. The degree of landscape fragmentation refills the value of ecological integrity (according to Burkhard et al., 2009). The results of gap analysis define the most valuable areas of the Czech countryside, which are not covered by existing special protection area (NP, CHKO, Natura 2000). The resulting areas are also compared to the territorial system of ecological stability and migration important area for the large mammals.

### **Keywords**

landscape fragmentation – landscape connectivity – ecological integrity – gap analysis of landscape protection

## OBSAH

<b>Seznam obrázků .....</b>	<b>9</b>
<b>Seznam tabulek .....</b>	<b>10</b>
<b>1. Úvodní slovo o fragmentaci a cíle práce .....</b>	<b>11</b>
<b>2. Fragmentace krajiny, její ekologické dopady na krajinu nejen v ČR.....</b>	<b>13</b>
2.1 Metody hodnocení míry fragmentace .....	16
2.2 Fragmentace krajiny na úrovni střední Evropy .....	17
2.3 Dopady fragmentace na krajinu v různých měřítcích .....	19
<b>3. Možnosti hodnocení kvality nefragmentované krajiny .....</b>	<b>25</b>
3.1 Hodnocení krajiny pomocí ekologické integrity .....	27
<b>4. Vývoj silniční sítě a urbánních ploch na území ČR.....</b>	<b>30</b>
4.1 Vývoj silniční sítě .....	30
4.1.1 Stezky, cesty a silnice ve svých počátcích.....	31
4.1.2 Komunikační síť od středověku po současnost .....	32
4.2 Silnice a její vztah ke krajině .....	33
4.2.1 Měření vlivu silniční sítě na krajinu .....	36
4.3 Vývoj urbanizace a suburbanizace.....	38
4.3.1 Vliv suburbanizačních procesů na krajinu.....	40
<b>5. Metodické postupy a zdroje dat .....</b>	<b>42</b>
5.1 Datové zdroje .....	42
5.2 Analýza vývoje fragmentace krajiny .....	42
5.3 Analýza ekologické hodnoty fragmentované krajiny .....	44
5.3.1 Expertní hodnocení.....	44
5.3.2 Shluková analýza .....	45
5.3.3 Detekce prioritních ploch .....	46
<b>6. Výsledky práce.....</b>	<b>48</b>
6.1 Vývoj fragmentace krajiny v letech 1920–2020 .....	48
6.2 Přírodní hodnoty současné nefragmentované krajiny .....	55

6.2.1 Charakteristika nejhodnotnějších nefragmentovaných částí české krajiny.....	66
<b>7. Diskuze.....</b>	<b>67</b>
7.1 Porovnání s polygony UAT .....	70
7.2 Porovnání s Evropou a sousedními státy .....	71
7.3 Využití výsledků v ochraně přírody a krajiny.....	723
<b>8. Závěr.....</b>	<b>75</b>
<b>Seznam použité literatury.....</b>	<b>78</b>
<b>Přílohy .....</b>	<b>87</b>

## SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek 1: Zmenšení jádrové oblasti habitatu ve prospěch okrajové zóny způsobené fragmentací.....	13
Obrázek 2: Kumulace bariér v krajině - vodní tok, silnice, železnice, zastavba, strmé svahy údolí .....	14
Obrázek 3: Primární ekologické dopady dopravní infrastruktury na populaci živočichů.....	15
Obrázek 4: Fragmentace krajiny v Evropě pro jednotlivé země .....	17
Obrázek 5: Fragmentace krajiny v Evropě pro síť čtverců o rozloze 1 km <sup>2</sup> .....	18
Obrázek 6: Fragmentace střední Evropy silniční sítí a zastavbou vyjádřená sítí čtverců o straně 10 km .....	19
Obrázek 7: Schéma řešení fragmentace s využitím fragmentačního rámce.....	21
Obrázek 8: Porovnání hodnotné a ostatní krajiny ve Švýcarsku.....	22
Obrázek 9: Vliv fragmentace krajiny na životaschopnost populací volně žijících živočichů.....	23
Obrázek 10: Urbanizovaná krajiny v okolí velkých světových měst.....	23
Obrázek 11: Ukázka vzniku finálních ekosystémových služeb .....	26
Obrázek 12: Krajinná funkce začleněná do systému ekosystémových služeb.....	27
Obrázek 13: Ukázka rozdělení ukazatelů ekosystémových funkcí do dílčích skupin a jejich hodnocení.....	28
Obrázek 14: Hodnotová škála pro sledované ukazatele ekologické hodnoty .....	28
Obrázek 15: Síť hlavních zemských stezek v Čechách a na Moravě.....	32
Obrázek 16: Model procesu změn půdy a vegetace podél cest.....	35
Obrázek 17: Obecné schéma řešení negativních dopadů silniční sítě na krajinu zpevněných bazickým materiálem .....	37
Obrázek 18: Index SPROADI na území Braniborska.....	38
Obrázek 19: Nová infrastruktura připravená pro výstavbu ve Vysokém Újezdě.....	40
Obrázek 20: Míra fragmentace krajiny v roce 1920 (ha) .....	49
Obrázek 21: Míra fragmentace krajiny v roce 1936 (ha) .....	49
Obrázek 22: Míra fragmentace krajiny v roce 1950 (ha) .....	50
Obrázek 23: Míra fragmentace krajiny v roce 1960 (ha) .....	50
Obrázek 24: Míra fragmentace krajiny v roce 1971 (ha) .....	51
Obrázek 25: Míra fragmentace krajiny v roce 1985 (ha) .....	52
Obrázek 26: Index změny míry fragmentace v % pro období 1971/1985 .....	52
Obrázek 27: Míra fragmentace krajiny v roce 1991 (ha) .....	52
Obrázek 28: Míra fragmentace krajiny v roce 2001 (ha) .....	53
Obrázek 29: Index změny míry fragmentace v % pro období 1991/2001 .....	53
Obrázek 30: Index změny míry fragmentace v % pro období 2001/2012 .....	53
Obrázek 31: Míra fragmentace krajiny v roce 2012 (ha) .....	54
Obrázek 32: Míra fragmentace krajiny v roce 2020 (ha) .....	55
Obrázek 33: Index změny míry fragmentace v % pro období 2012/2020 .....	55
Obrázek 34: Míra fragmentace krajiny (km <sup>2</sup> ) přiřazená nefragmentovaným plochám.....	55

Obrázek 35: Průměrná hodnota ekologické integrity pro nefragmentované plochy.....	55
Obrázek 36: Typologie české krajiny dle míry fragmentace a ekologické integrity (expertní analýza) .....	57
Obrázek 37: Typologie české krajiny dle míry fragmentace a ekologické integrity (shluková analýza) .....	57
Obrázek 38: Kumulace ochrany přírody – NP, CHKO, Natura 2000, ÚSES .....	58
Obrázek 39: Hodnotná území vymezená expertní analýzou .....	59
Obrázek 40: Nejhodnotnější území vymezená shlukovou analýzou.....	61
Obrázek 41: Rozšířená hodnotná území vymezená shlukovou analýzou .....	62
Obrázek 42: Hodnotná území vymezená shlukovou analýzou bez kontaktu se speciální ochranou přírody .....	64
Obrázek 43: Ukázka klasifikace silnic v roce 1920, 1950 a 1971 .....	67
Obrázek 44: Rozdíl původní a nové míry fragmentace krajiny .....	68
Obrázek 45: Opakovaný výpočet nové míry fragmentace a jejího rozdílu .....	69
Obrázek 46: Porovnání současné míry fragmentace s polygony UAT (celková hodnota) .....	70
Obrázek 47: Změna rozlohy UAT v letech 2000 a 2005 a index změny míry fragmentace v období 2001/2012 .....	71
Obrázek 48: Porovnání míry hustoty plošek v Evropě, střední Evropě a České republice.....	72
Obrázek 49: Příklad důležitosti VÚ Brdy jako migračního území pro velké savce.....	73
Obrázek 50: Návrh rozšíření stávající soustavy chráněných území.....	74

## SEZNAM TABULEK

Tabulka 1: Návrh velikosti obalové zóny .....	43
Tabulka 2: Kategorie zastavěných ploch podle legendy CORINE Land Cover .....	43
Tabulka 3: Kategorie vstupující do subjektivní klasifikace .....	44
Tabulka 4: Kategorie expertní klasifikace .....	45
Tabulka 5: Rozkódování oblastí ochrany přírody .....	46
Tabulka 6: Kumulace ochrany přírody vyjádřena plochou .....	58
Tabulka 7: Hodnotná území vymezená expertní analýzou .....	60
Tabulka 8: Nejhodnotnější území vymezená shlukovou analýzou .....	61
Tabulka 9: Rozšířená hodnotná území vymezená shlukovou analýzou.....	63
Tabulka 10: Hodnotná území bez kontaktu s chráněným územím vymezená shlukovou analýzou .....	65
Tabulka 11: Základní zastoupení typů krajinného pokryvu na nejcennějších lokalitách.....	66
Tabulka 12: Rozdílná velikost bufferu silnice .....	68
Tabulka 13: Rozdíl vypočtených hodnot bufferů A a B .....	69

## Kapitola 1

### Úvodní slovo o fragmentaci a cíle práce

Proces fragmentace rozděluje krajinu na dílčí části, které jsou od sebe více či méně oddělené. Míra jejich konektivity závisí na prostupnosti bariér, které fragmentované plochy ohraničují. Nejčastěji se za bariéry považují silnice, železnice a urbánní plochy (města, průmyslové areály). Především rozšiřování zastavěných ploch a růst intenzity dopravy v posledních desetiletích způsobuje zvýšení míry fragmentace krajiny a zhoršení její konektivity (Anděl et al., 2005). Propustnost bariér se liší podle druhů živočichů a jejich nutkání bariéru překonat. Odlišně se chovají živočichové při hledání potravy a při migraci za rozmnožováním (Rico et al., 2007).

Významným nástrojem při řešení míry a případných dopadů fragmentace krajiny je hodnocení dílčích fragmentovaných ploch. Fragmentace krajiny totiž způsobuje rozdělení biotopů volně žijících živočichů (Anděl et al., 2005). Fragmenty biotopů vytváří v krajině jakési ostrovy habitatů, mezi nimiž dochází k výměně genetické informace (MacArthur a Wilson, 1967). Vlivem fragmentace krajiny se zmenšuje velikost habitatů. Dlouhodobé působení fragmentace vede v nejhorším případě k izolaci populace a jejímu postupnému zániku.

Proces fragmentace zhoršuje konektivitu krajiny, čímž znesnadňuje pohyb (migraci) živočichů. Předcházet fragmentaci krajiny není v dnešní době jednoduchý úkol. Jedním ze způsobů je vyhodnocovat míru fragmentace při plánování výstavby nových silnic (Anděl et al., 2005). Obecně by fragmentaci habitatů a konektivitu krajiny měl řešit institut ochrany přírody a krajiny. Platný zákon č. 114/1992 o ochraně přírody a krajiny vymezuje na území České republiky řadu zvláště chráněných území (velkoplošné a maloplošné chráněné území, soustava Natura 2000), které doplňuje obecná ochrana území (přírodní parky, významné krajinné prvky atd.). Důležitým prvkem obecné ochrany přírody je územní systém ekologické stability, který by měl vykonávat funkci české ekologické sítě a navazovat na evropskou ekologickou síť (EECONET). Žádný z těchto nástrojů však neřeší problematiku dopadů fragmentace krajiny a ochranu její konektivity dostatečně. Jedním ze stanovených cílů diplomové práce je proto porovnání stávající úrovně územní ochrany krajiny v kontextu její fragmentace.

Tato diplomová práce navazuje na bakalářskou práci s názvem *Fragmentace krajiny České republiky a ochrana její prostupnosti s využitím ekologických sítí* (Zýka, 2012). Práce rozšiřuje výzkum fragmentace krajiny v České republice o vývoj míry fragmentace a hodnocení přírodního stavu fragmentovaných ploch. Prvním cílem diplomové práce je seznámit se pomocí

rešerše literatury s problematikou fragmentace krajiny liniovými stavbami a plošnými změnami krajinného pokryvu v České republice a Evropě. Na rešerši literatury navazuje analýza vývoje fragmentace krajiny dopravními stavbami od roku 1920 po současnost. Na základě současné míry fragmentace bude zhodnocena kvalita nefragmentované krajiny pomocí míry ekologické integrity. Posledním cílem práce je hodnocení stávající úrovně územní ochrany krajiny v kontextu fragmentace s využitím analýzy mezer (gap analysis).

Diplomová práce se dělí do osmi kapitol. Na úvodní kapitolu o fragmentaci navazuje obsáhlá část rešeršní. Rešerše se věnuje problematice fragmentace krajiny na několika prostorových úrovních v Evropě a České republice. Dále se rešerše skládá z kapitoly o možnostech hodnocení nefragmentované krajiny a kapitoly věnované vývoji silniční sítě a urbánních ploch a jejich vlivu na krajinu. Po kapitole o metodice následuje podrobné představení výsledků vývoje míry fragmentace krajiny a hodnotných nefragmentovaných oblastí vymezených na základě ekologické integrity. V diskuzi výsledků se rozebírá problematika použité metodiky, porovnání výsledků s ostatními výzkumy a hledají se možnosti využití výsledků v ochraně přírody.

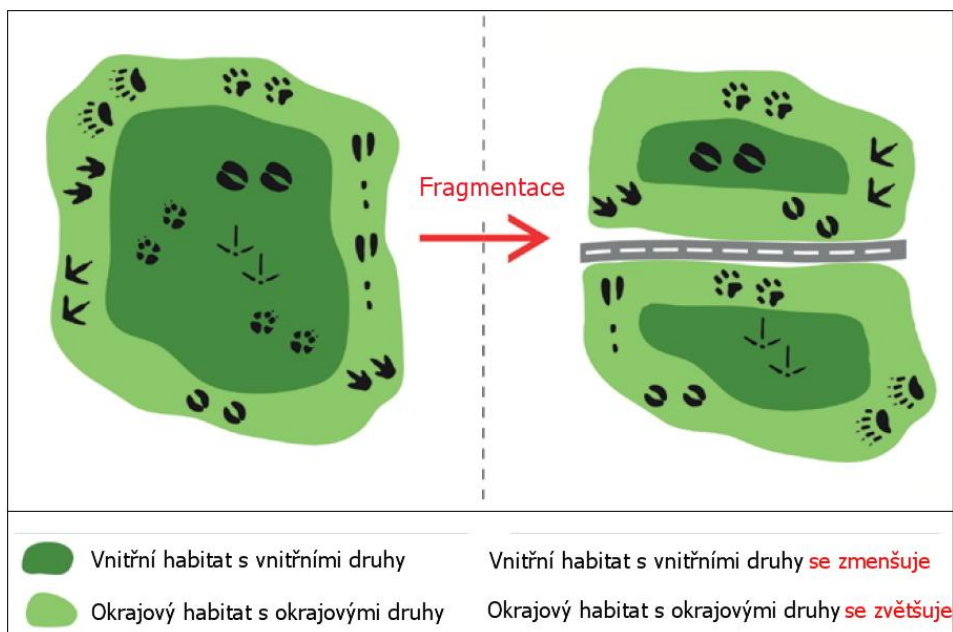


## Kapitola 2

### Fragmentace krajiny, její ekologické dopady na krajinu nejen v ČR

Fragmentace krajiny je definována jako rozdělení krajiny na menší části (segmenty), při čemž mezi nimi dochází k narušení ekologických vztahů různými druhy bariér (obrázek 1; Dufek et al., 2004; Jaeger et al., 2005). Dochází k rozšiřování okrajové zóny na úkor jádrové, ze které mohou vymizet druhy náročné na prostor. Bariéry se obecně rozdělují na přírodní (vodní toky, hluboká údolí atd.) a antropogenní (například zástavba, liniová dopravní infrastruktura). Při posuzování fragmentace krajiny by se měla vždy zohledňovat velikost zájmového území a objektu v krajině, na základě kterého se fragmentace hodnotí (Jaeger et al., 2008; Anděl et al., 2010; Zýka, 2012).

**Obrázek 1: Zmenšení jádrové oblasti habitatu ve prospěch okrajové zóny způsobené fragmentací**



Zdroj: upraveno podle European Environment Agency, 2011

Z hlediska velkých savců definuje Anděl et al. (2010) několik zásadních krajinných struktur ovlivňujících jejich migraci. Fragmentační bariéry se dělí do dvou skupin (Anděl et al., 2010; EEA, 2011):

- a) plošné
  - osídlení
  - oplocené areály
  - nevhodné biotopy
- b) liniové
  - silnice a dálnice
  - železnice
  - vodní toky a vodní plochy

Největší problém představuje rozšiřující se rezidenční zástavba (satelitní městečka) v okolí měst a komerční zástavba (sklady, nákupní zóny) v okolí hlavních dopravních koridorů. Druhý výrazný problém představuje rozptýlené podhorské osídlení, které často doplňují oplocené pastevní areály vytvářející v krajině mnohdy komplikovaně překonatelnou bariéru (Anděl et al., 2010). Další plošnou bariéru přispívající k fragmentaci krajiny představují nevhodné biotopy, které se posuzují individuálně pro jednotlivé druhy živočichů. Ekologické nároky živočichů se mění v průběhu života i v průběhu jediného roku. Výraznou roli v překonávání nevhodných biotopů hraje charakter krajinné struktury (Anděl et al., 2010).

Druhou skupinou bariér vedoucích k fragmentaci krajiny jsou liniové struktury. Klasická železniční síť nepřestává sama o sobě výrazný problém, protože provoz vlakových souprav na trati je poměrně řídký. V západní Evropě vytváří těžko překonatelnou bariéru vysokorychlostní tratě, jejichž provoz vyžaduje neprůchodné hrazení v celé jejich délce (Anděl et al., 2010). Železnice k fragmentaci přispívají především jako kumulativní bariéra ve spojení se silnicemi a osídlením. Jako kumulativní bariéra se chová rozšiřující se zástavba v údolích vodních toků, čímž se často vytváří rozsáhlý urbanizovaný koridor (například údolí Berounky spojující Prahu a Beroun). Příkladem velmi těžko průchodného území může být údolí Labe u Ústí nad Labem, kde strmé svahy a uměle upravenou vodní plochu doplňují silniční a železniční koridory a na ně vázaná zástavba (obrázek 2).

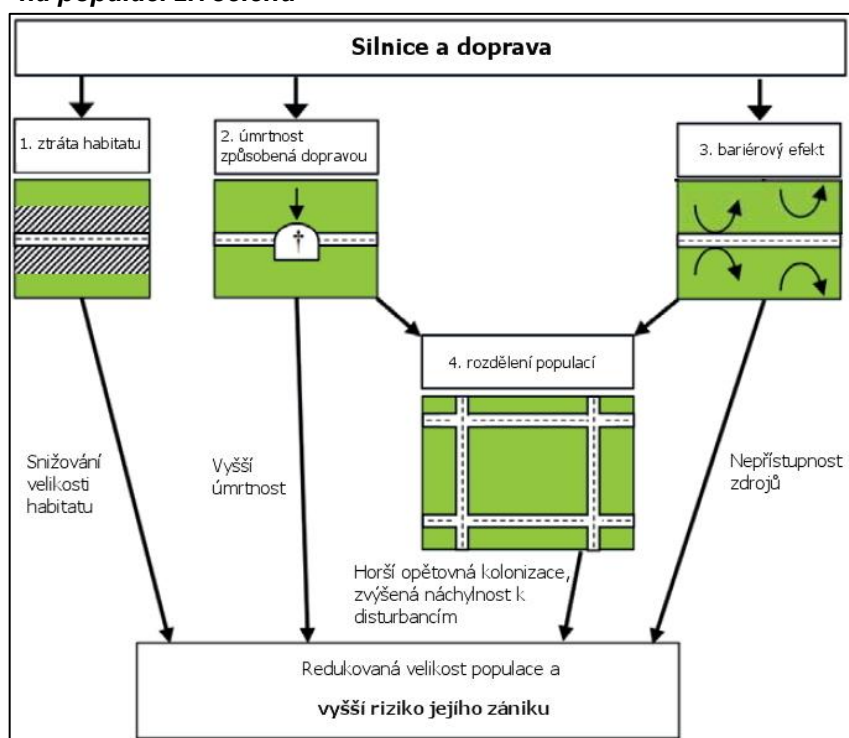
**Obrázek 2: Kumulace bariér v krajině - vodní tok, silnice, železnice, zástavba, strmé svahy údolí**



Zdroj: .fototuristika.cz

Silniční síť působí v krajině mnoha způsoby. Jaeger et al. (2005) vymezují 4 hlavní dopady dopravní infrastruktury na populaci živočichů (obrázek 3). Mezi primární ekologické efekty dopravní infrastruktury se řadí komunikace jako fyzická bariéra, která ovlivňuje živočichy v závislosti na jejich velikosti. Například hraboš polní nepřekročí silnici širší než 25 m (Richardson et al., 1997). Úplné přerušení, či narušení přirozené trasy živočichů způsobuje izolovanost jednotlivých populací, která může gradovat do podoby genetických modifikací (Dufek et al., 2004). Výrazný negativní dopad výstavby nových silnic představuje nejen fyzický zábor habitatu, ale i střety živočichů s vozidly. Především v době migrace obojživelníků dochází k velkým ztrátám (Mikátová a Vlašín, 2002). Počet střetů s vozidly není během celého roku konstantní, ale závisí na období rozmnožování, péče o mláďata, hledáním nové potravy a lovecké sezóny (Rico et al., 2007). Komunikace nepůsobí pouze rušivým dojmem, poskytuje také útočiště pro řadu živočichů využívajících její okraje k životu a migraci (Dufek et al., 2004). Další primární vlivy silnice na organismy jsou vzduchové, světelné a hlukové znečištění a fyzické změny prostředí v jejím okolí (blíže viz kapitola o dopadu silnice na krajinu).

**Obrázek 3: Primární ekologické dopady dopravní infrastruktury na populaci živočichů**



Zdroj: upraveno podle Jaeger et al., 2005; European Environment Agency, 2011

Kromě primárních vlivů se sledují i sekundární ekologické efekty představující změny ve využití půdy, lidském osídlení a výstavbě dopravní infrastruktury. Sekundární změny se mohou kumulovat a vytvářet pozitivní zpětnou vazbu. Výstavbou nové silnice se zlepší dopravní dostupnost a ztraktivní se stavební pozemky. Nárůst využití pozemků zvýší tlak na rozšíření stávající komunikace a proces se opakuje. Jaeger et al. (2005) mezi sekundární vlivy řadí také otevření prostoru pro invazivní druhy rostlin, zavlečení druhů živočichů způsobujících nadměrnou pastvu a zvýšení frekvence požárů.

Projevy fragmentace krajiny s sebou přinášejí ztrátu vhodného habitatu (European Commission, 2002). Dochází k zastavění půdy plochou silnice (dálnice) a na ně vázaným příslušenstvím (čerpací stanice, parkoviště) a přidruženou komerční zástavbou (Romportl a Chuman, 2010; Kepřta, 2011). Ztrátu lokality potvrzuje i fakt, že se zvyšuje počet kolizí živočichů s vozidly. Podle Tillmanna (2005) se lidé v případě hodnocení dopadů dopravy na přírodní prostředí podvědomě zaměřují právě na kolize se zvířaty, jež se snadno kvantifikují. Vyhnout se těmto kolizím lze jedině za pomoci oplocení, které by způsobilo nárůst bariérového efektu. Střety s vozidly ovlivňují především méně početné vzácné druhy živočichů, poněvadž se prokazuje, že dopravní kolize způsobují pouze zanedbatelný podíl na celkové úmrtnosti populace (European Commission, 2002).

Základním projevem silniční sítě v krajině je tvorba bariérového efektu. Bariérový efekt kombinuje disturbanci a vyrovnání se škodlivým vlivům, fyzické bariéry a úmrtí při nehodách. Podle intenzity dopravy vymezují Müller a Berthoud (1997) několik kategorií dopravních bariér. Například dálnice s provozem nad 10 000 vozidel za den tvoří neprůchodnou bariéru, která živočichy odrazuje svým hlukem a jejich překonávání často končí jejich usmrcením.

## 2.1 Metody hodnocení míry fragmentace

Fragmentace krajiny a ztráta habitatu přispívá k poklesu biologické rozmanitosti. Proto je nutné se fragmentací zabývat a předcházet jejím negativním vlivům. Metody měření míry fragmentace se vyvinuly z nástrojů hodnotících ekologické procesy v krajině (Li a Wu, 2004). Míru fragmentace lze hodnotit například pomocí *Landscape division index*, *Splitting index*, či *Effective mesh size* (Jaeger, 2000). Za nejvhodnější metriku je z pohledu kvantifikace míry fragmentace považována metoda *effective mesh size* (EMS; Jaeger, 2000; Moser et al., 2007). EMS vyjadřuje pravděpodobnost setkání dvou objektů, které jsou náhodně umístěny ve vybraném regionu. Čím více se na cestě nachází překážek, tím menší se jeví pravděpodobnost, že se oba objekty sejdou (Girvetz et al., 2008). Jiná interpretace vyjadřuje schopnost dvou organismů umístěných náhodně v krajině navzájem se potkat (Girvetz et al., 2008). Pravděpodobnost se vyjadřuje plošně (v hektarech) s tím, že nejmenší výsledné hodnoty značí nejvíce fragmentovanou krajinu (Girvetz et al., 2008). Nástroj EMS pracuje se dvěma metodami, z nichž se častěji využívá ta novější řešící problémy s hranicemi jednotek (tzv. „*Cros-boundary connections*“; Moser et al., 2007; bližší vysvětlení podává Zýka, 2012). Míra fragmentace krajiny se vypočte podle vzorce:

$$m_{eff}^{CBC} = \frac{1}{A_{total}} \sum_{i=1}^n A_i * A_i^{cpl}$$

kde  $n$  je počet plošek,  $A_i^{cpl}$  celková plocha jednotlivé plošky a  $A_{total}$  je celková plocha území. Doplněk pro EMS tvoří metrika *effective mesh density*, jež vyjadřuje výsledné hodnoty EMS v poměru k vybrané velikosti plochy (EEA, 2011). Obě metody při posuzování míry fragmentace zohledňují všechny plošky vytvořené sítí dopravní infrastruktury a urbanizovaných

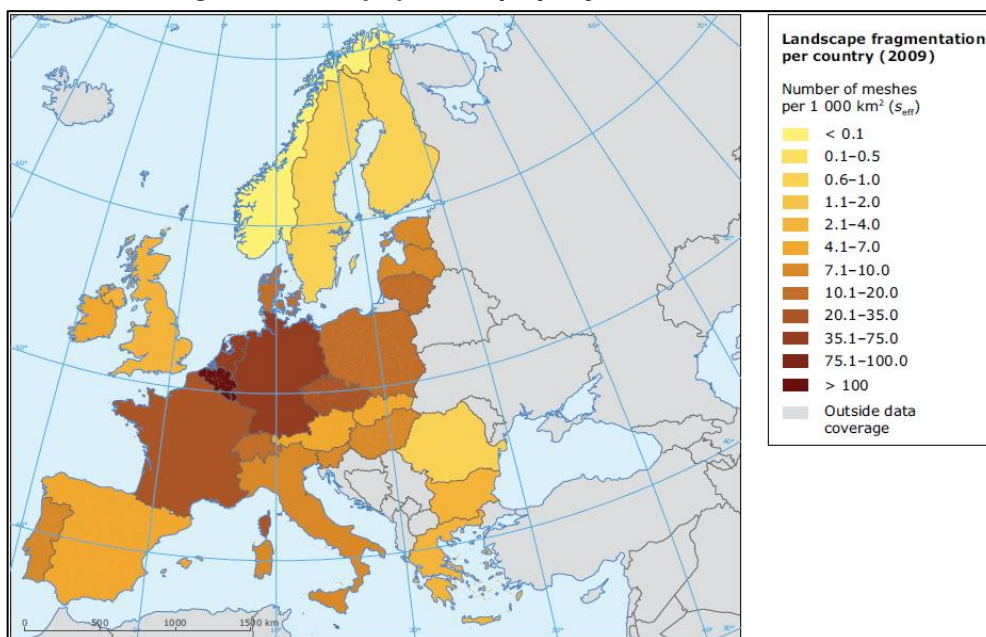
zón. Navíc jsou vhodné pro porovnání různě velikých regionů s odlišným využitím (Jaeger, 2000).

## 2.2 Fragmentace krajiny na úrovni střední Evropy

Pomocí metod *effective mesh size* a *effective mesh density* se měří míra fragmentace v Evropě (EEA, 2011). Základní představu o míře fragmentace podává výpočet na úrovni států. Z obrázku 4 je patrné, že nejvíce fragmentovanou krajinu mají státy Belgie a Lucemburska (EEA, 2011). Vysoké hodnoty vykazuje také Nizozemsko a Německo. Od tohoto pomyslně vymezeného centra se všemi směry míra fragmentace pomalu snižuje a v Norsku dosahuje nejnižších hodnot. Státy střední Evropy disponují různou mírou fragmentace. Nejvyšší hodnoty se vyskytují v Německu, České republice a o trochu méně v Polsku. Nízké hodnoty Rakouska a Slovenska určuje především přítomnost vysokých pohoří (Alpy, Karpaty).

Fragmentace krajiny v Evropě odráží kombinaci fyzicko-geografických a socioekonomických podmínek. Rozmanitost evropské přírody mnohdy podmiňuje sociální a hospodářský rozvoj. Nachází se zde obydlená horská údolí (Alpy), hustě zalidněné pobřežní nížiny (západně Evropa), ale i řídce obydlená nehostinná krajina (severní Skandinávie). Fragmentaci krajiny v Evropě sleduje Evropská agentura pro životní prostředí (European Environment Agency – EEA, 2011), která ji řeší z hlediska dopravní infrastruktury a zastavěných ploch. Vysoké hodnoty se podle obrázku 5 nachází v okolí velkých městských aglomerací a hlavních dopravních tahů západní a střední Evropy, či severní Itálie. Naopak nízkou míru fragmentace vykazují severní oblasti Skandinávie a Rumunsko (blíže o fragmentaci v Evropě viz Zýka, 2012). Podle EEA (2011) fragmentaci nejvíce ovlivňuje hustota zalidnění, objem cestujících a přepraveného zboží.

**Obrázek 4: Fragmentace krajiny v Evropě pro jednotlivé země**



Poznámka: Vyjádřeno hustotou plošek, to znamená, kolikrát se vejde hodnota míry fragmentace vypočtená pro čtverec 1 km<sup>2</sup> do jednotky plochy (1 000 km<sup>2</sup>)

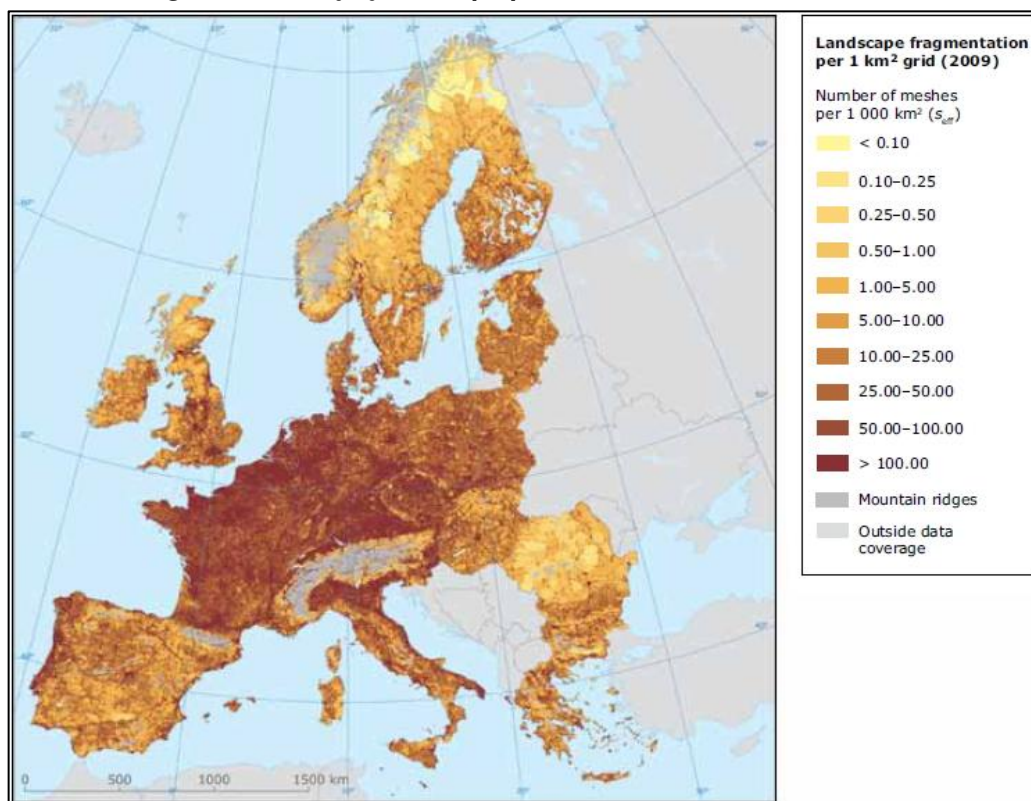
Zdroj: European Environment Agency, 2011



Při pohledu na obrázek 5 vyplývají pro střední Evropu poměrně vysoké hodnoty. Přesto lze najít oblasti s poměrně nízkou mírou fragmentace. Z vysokých hodnot fragmentované střední Evropy vystupují méně fragmentované pohraniční oblasti České republiky. Vysoká pohoří Alp a Karpat podmiňují nízké hodnoty fragmentace na Slovensku a jižní části Rakouska. Při detailním pohledu na obrázek 5 lze rozpoznat hustě obydlená alpská údolí.

Lehce odlišný výsledek výpočtu míry fragmentace pro střední Evropu přináší obrázek 6 (Romportl, Zýka et al., přijato). Míra fragmentace se od západu k východu postupně snižuje. Patrný je rozdíl mezi Německem a Polskem, který podmiňuje rozdílný vývoj ekonomik v době socialistického zřízení a nižší hustota zalidnění Polska. Z obrázku lze již poměrně dobře rozeznat velmi fragmentované oblasti velkých měst (Berlín, Mnichov, Praha, Vídeň) a méně fragmentované části Polska, Slovenska a Rakouska. Použitím větších prostorových jednotek (čtverce o straně 10 km) se nezobrazují nejfrekventovanější dopravní koridory, které se přesto výrazně podílejí na fragmentaci krajiny.

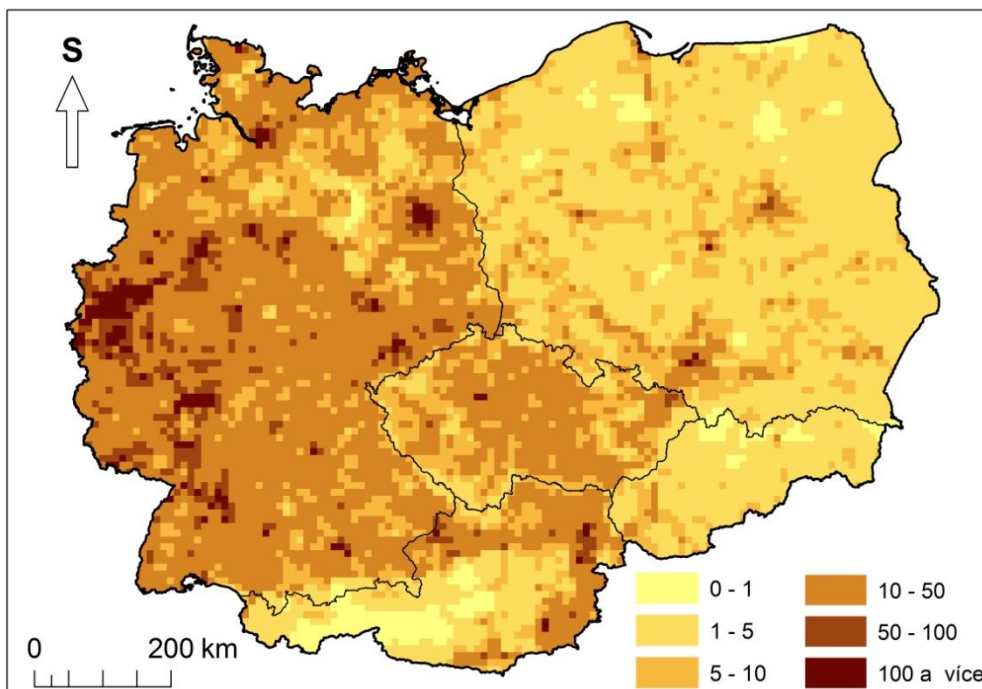
**Obrázek 5: Fragmentace krajiny v Evropě pro síť čtverců o rozloze 1 km<sup>2</sup>**



Poznámka: Vyjádřeno hustotou plošek, to znamená, kolikrát se vejde hodnota míry fragmentace vypočtená pro čtverec o rozloze 1 km<sup>2</sup> do jednotky plochy (1 000 km<sup>2</sup>)

Zdroj: European Environment Agency, 2011

**Obrázek 6: Fragmentace střední Evropy silniční sítí a zástavbou vyjádřená sítí čtverců o straně 10 km**



Poznámka: Vyjádřeno hustotou plošek, to znamená, kolikrát se vejde hodnota míry fragmentace vypočtená pro čtverec o rozloze 100 km<sup>2</sup> do jednotky plochy (1 000 km<sup>2</sup>).

Zdroj: Romportl, Zýka et al., přijato

## 2.3 Dopady fragmentace na krajinu v různých měřítcích

Dle Antropa (2003) lze krajinu studovat ze dvou hlavních hledisek. Výsledkem interakcí společnosti a jejího životního prostředí jsou ekonomické aktivity, sociální interakce a subjektivní preference. Z fyzicko-geografického hlediska se pozoruje krajinná struktura a dopady jejích změn na širší ekologické procesy, či pochopení ekologických funkcí krajiny. Problematika fragmentace krajiny spojuje oba přístupy dohromady. Fragmentace přírodních stanovišť v důsledku lidské činnosti je jedním z hlavních faktorů přispívajících k poklesu biodiverzity na místní, regionální a globální úrovni (Zipperer et al., 2012).

S tímto hierarchickým rozdělením souvisí také volba vhodných prostorových jednotek pro výpočet míry fragmentace. Jaeger et al. (2008) řeší výpočet na úrovni regionů (kantonů), Girvetz et al. (2008) zachází do větší hloubky a používá jemnější hydrologické jednotky. Základní kámen pro určení míry fragmentace představuje vytvoření fragmentační geometrie. Fragmentační geometrie tvoří soubor krajinných prvků způsobujících bariérový efekt. Například Jaeger et al. (2008) rozděluje fragmentační bariéry na přírodní (řeky, jezera a hory nad 2 100 výškových metrů) a antropogenní (dálnice, silnice všech tříd a urbánní plochy). Pomocí různě sloučených fragmentačních bariér definuje Jaeger et al. (2008) čtyři skupiny fragmentační geometrie. Poslední z nich obsahuje všechny výše zmíněné bariéry a zaměřuje se pouze na obyvatelné části krajiny.

Míra fragmentace se nehodnotí jen stanovením různých indexů, mnoho autorů při hodnocení konektivity krajiny používá pouze údaje o silniční síti (Serrano et al., 2002;

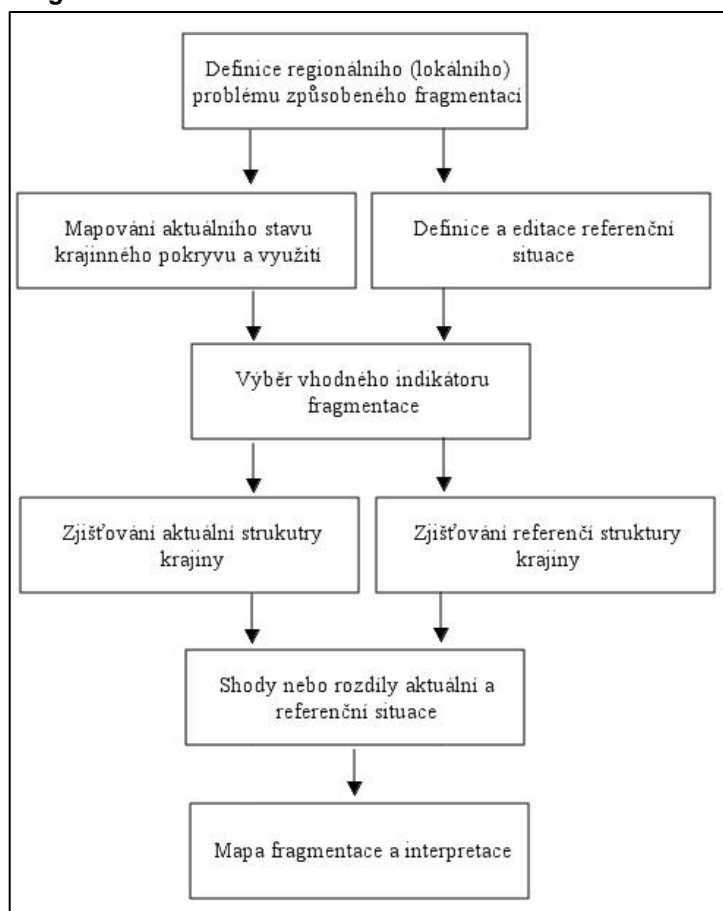
Marcantonio et al., 2013) nebo o změně rozlohy zástavby v urbánní krajině (Angel et al., 2012; Zipperer et al., 2012). Obecně lze konstatovat, že se zvyšuje vzdálenost a izolace mezi stanovišti a šíření druhů se stává stále problematičtější (Saunders et al., 1991). Disperzi druhů ovlivňuje vysoká hustota silničního provozu, izolace ploch, nehostinná místa, či nedostatečná konektivita stanovišť.

Jongman (2002) sleduje fragmentaci na úrovni evropské krajiny. Upozorňuje, že velká část krajiny v Evropě podléhá dlouhodobému kulturnímu vývoji, který utváří její typickou strukturu, jež předurčuje stav biodiverzity. Klíčové faktory vytvářející kulturní krajinu typickou pro větší část Evropy jsou nejen přírodní podmínky (klima, reliéf, půdy atd.), ale i ekonomická situace, technické prostředky, kulturní a sociální aspekty a politika územního rozvoje (Jongman, 2002). Krajina se v dnešní době postupným mizením přírodních prvků stává stále homogennější. Homogenizaci podporuje změna dřívější jemné krajinné mozaiky v hrubou (Gulinck a Wagendorp, 2002). Naopak Mabelis (1990) tvrdí, že fragmentací podmíněné snižování velikosti funkční plochy habitatu a rostoucí izolace lokální populace se spontánním vývojem zvyšuje heterogenitu krajiny a možnosti jejího využití. V krajině se postupem času vytváří nové bariéry. Narůstající hustota silniční sítě a stavba nových železničních koridorů zvyšuje fragmentaci krajiny, na kterou je citlivých řada rostlin a živočichů (Jongman, 2002; Marcantonio et al., 2013).

Zajímavý přístup k řešení dopadů fragmentace na regionální úrovni přináší Gulinck a Wagendorp (2002) sledující fragmentaci venkovské krajiny ve Flandrech (Belgie). Na začátku totiž vymezují pojem „fragmentation reference“ vyjadřující širší rámec pro měření stupně fragmentace a stavu struktury krajiny (Gulinck a Wagendorp, 2002). Mezi rámcové procesy a děje v krajině se řadí historická nebo rekonstruovaná struktura krajiny před transformačními procesy. Dále se pomocí různých kritérií (maximální vzdálenost, minimální rozloha, kritická vzdálenost od zdroje rušení atd.) určují normativní pravidla. Různé územní plány podmiňují výběr prostorové jednotky využívání půdy. Do hledaného prostorového rámce ještě spadá vyhodnocení optimálního stavu struktury krajiny, vymezení srovnatelných regionů s podobnou krajinou a zhodnocení současného stavu krajiny. Využívající výše zmíněného fragmentačního rámce, postupují Gulinck a Wagendorp (2002) v otázce fragmentace krajiny podle schématu na obrázku 7. Nejprve se definuje regionální fragmentační problém. Následně se mapuje aktuální stav krajiny a vytváří se referenční rámec zaměřený zejména na vývoj krajiny. Po zvolení vhodného fragmentačního indexu se měří struktura současné a zároveň referenční krajiny. Následně se mezi nimi hledají rozdíly a vytváří fragmentační mapa. Ze shrnutí výsledků změny struktury krajiny ve Flandrech na konci 20. století vyplývá nárůst fragmentace krajiny (Gulinck a Wagendorp, 2002). Analýza starých map a leteckých snímků ukazuje rozšíření stávajících aglomerací a roztříštění venkovského prostoru, který je podmíněn nárůstem automobilové dopravy v první polovině 20. století. Projevuje se ztráta konektivity fragmentovaných biotopů, či rozrušení sítě živých plotů typických pro západoevropskou krajinu.



**Obrázek 7: Schéma řešení fragmentace s využitím fragmentačního rámce**



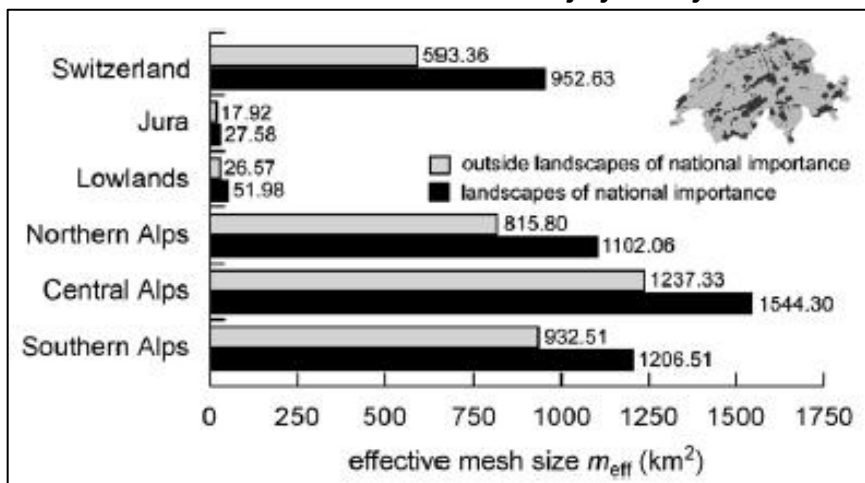
Zdroj: upraveno podle Gulinck a Wagendorp, 2002

Odlišným způsobem, než v případě Flander, řeší Jaeger et al. (2008) fragmentaci krajiny ve Švýcarsku. S přibývajícím časem se totiž do popředí dostávají geoinformační systémy využívající nejrůznější krajinné metriky. Jaeger et al. (2008) analyzuje fragmentaci krajiny ve spojení s dopravní infrastrukturou (silnice, železnice), urbánními plochami a přírodními podmínkami. Výpočet míry fragmentace krajiny implementuje do švýcarského monitorovacího systému. Hodnoty míry fragmentace (effective mesh size) naplňují v rámci monitorovacího systému předpoklady pro sledování biodiverzity, spotřeby neobnovitelných zdrojů a poměru mezi společensky přijatelnou přírodní a zemědělskou krajinou. Dopady fragmentace krajiny řeší Jaeger et al. (2008) mimo jiné i pro velmi hodnotnou krajinu v několika vymezených ekoregionech (obrázek 8). Ukazuje se, že hodnotná krajina vykazuje nižší míru fragmentace než krajina okolní. Při porovnání míry fragmentace v těchto pěti vymezených regionech jasně vítězí ekoregiony Lowlands, nacházející se v předpolí Alp, a pohoří Jura, které dosahují nejnižších hodnot (do 50 km<sup>2</sup>). Oproti nim mají ekoregiony vysokých Alp hodnoty přes 100 km<sup>2</sup>. Fragmentace krajiny se tudíž více projevuje v nižších nadmořských výškách a údolních oblastech, kde dosahuje hodnot západoevropských států (Jaeger et al., 2008).

Girvetz et al. (2008) si uvědomuje, že výpočet míry fragmentace krajiny lze použít jako analytický nástroj při regionálním plánování. Výpočtem je možné kvantitativně posoudit scénáře rozvoje dopravy a městské zástavby a jakou měrou přispívají jednotlivé fragmentační

prvky (například různé třídy silnice) k celkové hodnotě fragmentace. Dále se může předpovídat stav krajiny po odstranění silnice, či zvýšení prostupnosti krajiny (pomocí ekologického objektu). V neposlední řadě lze míru fragmentace krajiny vztáhnout k socioekonomickým parametrům v území, jako je například hustota zalidnění nebo ekonomická produktivita obyvatelstva.

**Obrázek 8: Porovnání hodnotné a ostatní krajiny ve Švýcarsku**



Zdroj: Jaeger et al., 2008

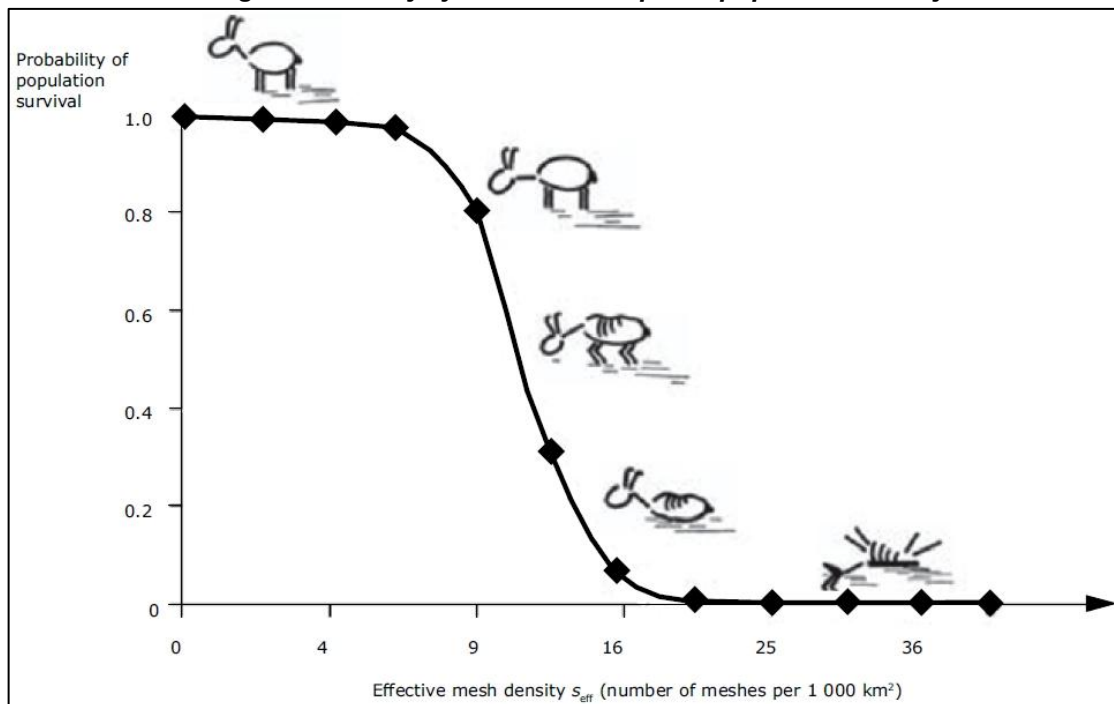
V některých studiích se pod pojmem fragmentace sledují dopady silniční infrastruktury na krajinu. Čínští vědci, konkrétně Fu et al. (2010), potvrzují vliv fragmentačních bariér na konektivitu krajiny v jihovýchodní Číně. Sloučení fragmentačního efektu a bariérového vlivu silnice snižuje konektivitu krajiny o desítky procent. Na silnicích dochází často ke kolizím fauny s vozidly. Serrano et al. (2002) ve své studii dokazuje, že na určitých místech dochází v polovině počtu dopravních nehod ke střetům se živočichy. Efekt fragmentace krajiny na populaci se často vyjadřuje pomocí prahových hodnot. Konkrétní prahové hodnoty závisí na konkrétních druzích živočichů, intenzitě dopravy na silnicích a množství a kvalitě habitatů v krajině. Pokud se překročí bod, od kterého není návratu, zachrání vymírající populaci jen silné umělé opatření (obrázek 9). Fragmentované populace se následně stávají náchylnější ke stresovým faktorům (například klimatické změny, požáry, nemoci; EEA, 2011).

Fragmentace krajiny na lokální úrovni se již poměrně dobře kvantifikuje. Zjišťuje se například vliv vzdálenosti silnice na okolní krajinu (Müller a Berthould, 1997; Vítková et al., 2012; Marcantonio et al., 2013) nebo změna ve využití ploch (orné půdy, zastavěné plochy atd.; Bičík, 2010).

Například Anderson et al. (1976) sledují využití ploch ve městě, které rozdělují na rezidenční, komerční, institucionální, neobsazené, parkové a dopravní. Vývoj a změna rozložení takto vymezených ploch slouží k zachycení dynamiky vývoje využití půdy ve městě. Změna v rozloze a typu stanovišť je základním parametrem pro konektivitu městské krajiny. Angel et al. (2012) porovnávají zastavěné plochy a jejich rozšiřování ve 120 světových městech. Dospívají k výsledku, že hustě zastavěné jádrové oblasti („urban built-up area“) zaujímají v průměru stejně velkou plochu jako jejich otevřená okrajová zóna („urbanized open space“). Na obrázku 10 porovnávají Angel et al. (2012) tři světová města a ukazují rozdíly ve struktuře

zástavby. Nejvíce se do prostoru rozpíná čínské město Zhengzhou, naopak koncentrovanější zástavbu vykazuje Los Angeles. Rozvoj městské zástavby podmiňují levné pozemky v okolí, přírodní podmínky (vodní plochy, strmé svahy) a ekonomické možnosti města a obyvatelstva (Angel et al., 2012).

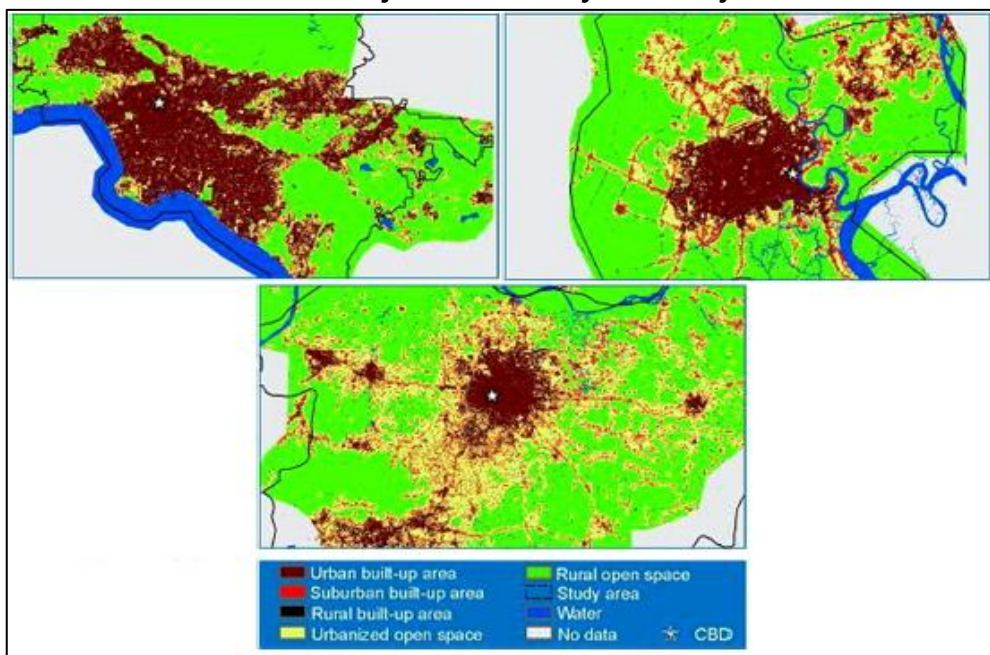
**Obrázek 9: Vliv fragmentace krajiny na životaschopnost populací volně žijících živočichů**



Poznámka: na ose y je pravděpodobnost přežití populace, osa x značí počet plošek na 1 000 km².

Zdroj: Jaeger and Holderegger, 2005

**Obrázek 10: Urbanizovaná krajina v okolí velkých světových měst**



Poznámka: vlevo nahoře Los Angeles (Kalifornie), vpravo nahoře Ho Chi Minh City (Vietnam), uprostřed Zhengzhou (Čína).

Zdroj: Angel et al., 2012

Studie z USA (Zipperer et al., 2012) ukazuje zajímavý výsledek, a to větší rozlohu lesa v jádru města, než je tomu v suburbánní oblasti. Uprostřed měst se nachází větší počet menších plošek lesa (parky), kdežto na okraji se jedná spíše o větší plochy. Ve staré suburbánní zástavbě (mezi jádrem a novou suburbanizací) je zastoupení lesa minimální. Nedostatek velkých lesních ploch v urbanizované krajině představuje hlavní překážku pro správu a zachování jejích vnitřních druhů (Zipperer et al., 2012). Zlepšení stavu přináší sukcese na opuštěných plochách, nebo jejich nové osázení. Nově vytvořená síť rozhraní v městské zástavbě může mít vliv na pohyb druhů, energie a hmoty (Cadenasso a Pickett, 2000). Výzkum dokazuje, že změna lesních ploch na městskou krajinu snižuje ukládání a sekvestraci uhlíku (míra ztráty ukládání uhlíku se mění s jednotlivým typem městského využití krajiny). Podobně se chovají i další polutanty (oxid uhelnatý, troposférický ozon, oxidy síry atd.; Zipperer et al., 2012).

## Kapitola 3

### Možnosti hodnocení kvality nefragmentované krajiny

Projevy fragmentace se běžně vyjadřují pomocí velikosti nefragmentovaného území a míry jeho dostatečné, či nedostatečné konektivity. Vymezují se oblasti s vysokou, či nízkou mírou fragmentace, nebo se hledají kritická místa v prostupnosti krajiny (Anděl et al., 2010). Fragmentace krajiny s sebou ale přináší změny nejen ve velikosti a konektivitě plošek, ale důležité je i hodnocení jejich kvality. Může totiž nastat situace, že velmi fragmentovaná krajina bude vykazovat vysokou přírodní hodnotu, kdežto krajina méně fragmentovaná hodnotu nižší. Kvalitu nefragmentovaných ploch sleduje například Anděl et al. (2005), který se snaží o hodnocení velikosti a kvality biotopů pro velké savce.

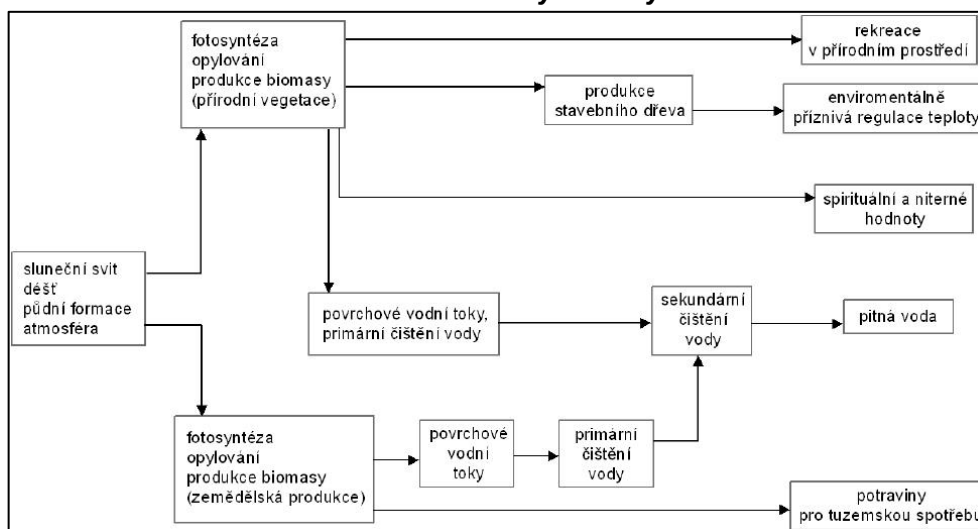
Hodnocení krajiny jako takové představuje hledání změn v její struktuře, heterogenitě, či kvalitě. Na základě zkoumání procesů a jejich změn se vytvářejí různé typologie krajiny (Meeus, 1995; Romportl, 2010 a další.). Za základní prostorovou jednotku v krajině lze považovat ekosystém (Forman a Godron, 1993). Jedním z nejstarších vzorů pozorovaných ve studiích ekosystémů je vztah mezi druhovou rozmanitostí a rozlohou (Conceição a Oliveira, 2010). Roste zájem o porozumění vlivu globálních změn životního prostředí a fragmentace biotopů na procesy v ekosystému. Pochopení vztahu mezi počtem druhů a oblastí se stává důležitým pro predikci ztráty druhů v reakci na ztrátu stanoviště. Studium role prostorové struktury na ekologické procesy umožňují prostorové modely, které zprostředkovávají předpovědi chování ekosystémů v reakci na rušivé vlivy (Kareiva a Wennergren, 1995).

Poměrně nedávno rozvíjeným přístupem k hodnocení krajiny jsou ekosystémové služby, které poprvé výrazně vyzdvihuje Costanza et al. (1997) a Daily (1997). Ekosystémové služby hodnotí životní prostředí z hlediska jejích funkcí (de Groot, 1992). Dle autorů Potschin a Haines-Young (2011) ekosystémy zprostředkovávají zboží (hmotné) a služby (nehmotné). Koncepce ekosystémových služeb poskytuje seznam nejdůležitějších složek ekosystémů a procesů v závislosti na lidské společnosti (de Groot, 2006). Koncept ekosystémových služeb tak zahrnuje i komplexní kvalitativní hodnocení krajiny, proto se tento přístup jeví jako vhodný i ke stanovení hodnoty nefragmentovaných částí krajiny. Mnoho prací se zaměřuje na jejich globální hodnocení (např. Costanza et al., 1997; Naidoo et al., 2008). Hodnocení v regionálním a místním měřítku vyžaduje ovšem jiný přístup (např. Fňukalová, 2013).

Společnou snahou různých studií je vyjádřit ekosystémové hodnoty a funkce ve finančním pojetí na různých prostorových škálách. Použití jedné metody v různém prostředí kritizuje Tallis a Polasky (2009), kteří upozorňují na zanedbání rozdílů přírodních stanovišť. Kromě finančního ohodnocení se autoři snaží o kvantifikaci na základě biofyzikálních jednotek a biodiverzity (např. Egoh et al., 2008; Naidoo et al., 2008).

Kategorizace podpůrných a regulačních služeb ekosystémů dle Fňukalové (2013) je poměrně složitá. Rozpory v klasifikaci se snaží řešit Boyd a Banzhaf (2007), kteří zavádějí termín finální ekosystémové služby. Obrázek 11 vysvětluje tvorbu finálních ekosystémových služeb a podíl konkrétních struktur a procesů na jejich vzniku. Jiné třídění navrhuje Wallace (2007), jež skládá skupiny na základě ekosystémových služeb přímo využívaných člověkem. Rozděluje je do čtyř skupin, a to na adekvátní zdroje, ochranu, příznivé fyzikální a chemické prostředí a sociokulturní výhody.

**Obrázek 11: Ukázka vzniku finálních ekosystémových služeb**



Zdroj: Wallace, 2007; upraveno Fňukalovou, 2013

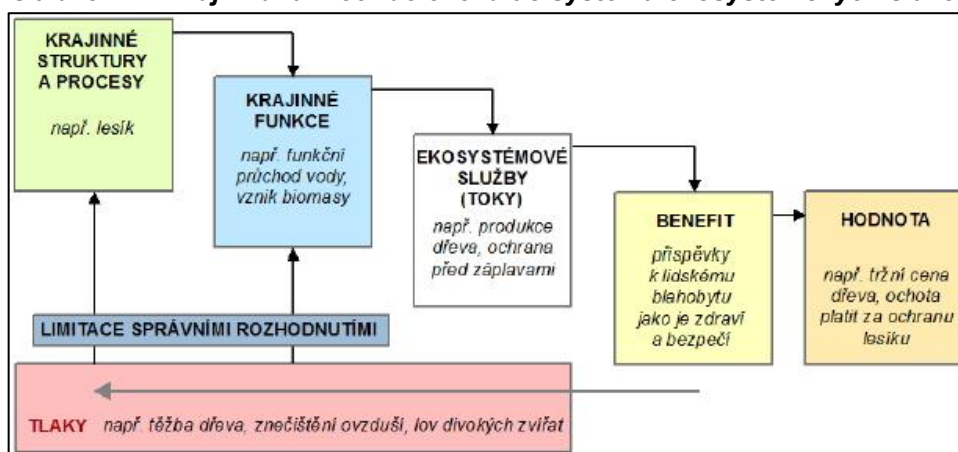
Příkladem využití konceptu ekosystémových služeb při sledování změn v krajině může být studie Burkharda (2009), který porovnává krajinný pokryv z let 1990 a 2000. Projevuje se zde klasicky rozrůstání měst a obchodních oblastí, či rekultivace povrchových těžebních oblastí. Jednoduché analýzy změn krajinného pokryvu (například změna rozlohy orné půdy) ovšem nezachytí zlepšení potravinové produktivity, které by se projevilo sledováním změn ekosystémových služeb. Tímto se mohou ekosystémové služby stát vhodným doplňkem složitějších analýz krajinného pokryvu.

Obtížné je konkrétní vyčíslení ekosystémových funkcí a služeb. Pro řešení kvantifikace ekosystémových služeb se nabízí několik možností. Například Burkhard et al. (2009 a 2012) využívají nemonetární jednotku formou relativní bodové škály (0–5), kdy vyšší hodnota představuje lepší kapacitu ekosystému. Další autoři se snaží o složitější výpočty pomocí monetárních přístupů (náklady a výnosy; Farber et al., 2002; Boyd a Banzhaf, 2007). Novým přístupem se prezentovali Tallis a Polasky (2009), kteří představili nástroj jednotného hodnocení ekosystémových služeb. Jejich prostorově orientovaný počítačový model zpracovává

komplexní vztahy mezi ekosystémovými službami a výsledky prezentuje formou biofyzikálních a ekonomických údajů.

Poskytování ekologických služeb závisí na biofyzikálních podmínkách a změnách v průběhu času a prostoru vlivem antropogenního ovlivnění krajiny. Podrobné mapování změn v ekosystémech přináší potenciál k získávání komplexní informace, která může sloužit při různých rozhodovacích procesech v krajině a k zachování jejího trvale udržitelného rozvoje (Swetnam et al., 2010). Usonadnit rozhodování v území může pojem krajinná funkce, jakožto vyjádření kapacity krajiny poskytovat ekosystémové funkce (Keinast et al., 2009; Bolliger a Keinast, 2010). Začlenění a pozici krajinné funkce v prostoru představuje obrázek 12.

**Obrázek 12: Krajinná funkce začleněná do systému ekosystémových služeb**



Zdroj: Keinast et al., 2009, upravila Fňukalová, 2013

### 3.1 Hodnocení krajiny pomocí ekologické integrity

Burkhard et al. (2009) ve své studii navrhuji pojetí ekologické integrity jako předpokladu pro poskytování ekosystémových služeb přírody pro člověka. Hlavní myšlenkou se stala analýza základních dat o krajině a vyhodnocení její schopnosti poskytovat ekosystémové služby. Je zde snaha ukázat potenciál prostorového hodnocení ekosystémových služeb, i proto se počítá se zobecněním jednotlivých funkcí stanovišť. Výsledky poskytují základní statistické a prostorové informace, které se mohou stát podkladem pro mnohé výzkumné záměry.

Na začátku studie Burkharda et al. (2009), která vychází z databáze krajinného pokryvu CORINE, se posuzuje vhodnost této databáze, a to především její klasifikace, ve smyslu dostatečné reprezentativnosti ekosystému. Kategorizaci ekosystémových služeb se zabývá mnoho autorů (de Groot, 2006; Müller a Burkhard, 2007), kteří ve výsledku rozdělují ekosystémové funkce a služby do čtyř kategorií: ekologická integrita, zásobovací služby, regulační služby a kulturní služby. Jednotlivé kategorie se kvantifikují pomocí mnoha ukazatelů (obrázek 13). Burkhard et al. (2009) upozorňují, že se jedná pouze o model reality, který se snaží vyjádřit složité ekologické vztahy člověka a přírody a který je citlivý právě na výběr těchto ukazatelů. Z těchto důvodů se toleruje zobecnění a zjednodušení za účelem získání uceleného obrazu o složitosti systému. Každý typ krajinného pokryvu se hodnotí individuálně (na základě rešerše literatury) z hlediska různých ukazatelů, kterým se přiřadí hodnoty (0–5, kde



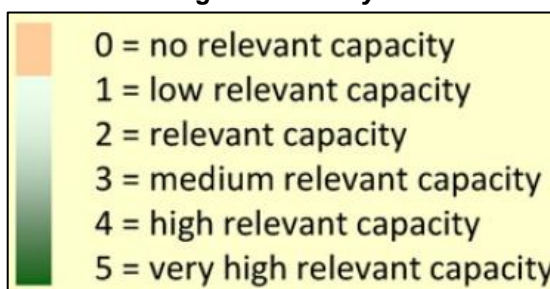
5 je nejvyšší hodnota; obrázek 14). Součtem ohodnocených ukazatelů se získá výsledná hodnota určité ekologické služby. Toto obsáhlé shrnutí ověřuje řada případových studií z prostředí celé Evropy (například region Halle-Leipzig ve východním Německu, Burkhard et al., 2009).

**Obrázek 13: Ukázka rozdělení ukazatelů ekosystémových funkcí do dílčích skupin a jejich hodnocení**

	Ecological integrity						Σ	Regulating services						Σ	Provisioning services						Σ	Cultural services						Σ				
	Abiotic heterogeneity							Local climate regulation							Livestock							Recreation & Aesthetic Values										
	Biodiversity							Global climate regulation							Fodder							Intrinsic Value of Biodiversity										
	Biotic waterflows							Flood protection							Capture Fisheries							Biochemicals and Medicine										
	Metabolic efficiency							Groundwater recharge							Aquaculture							Freshwater										
	Exergy Capture (Radiation)							Air Quality Regulation							Wild Foods																	
	Reduction of Nutrient loss							Erosion Regulation							Timber																	
	Storage capacity (SOM)							Nutrient regulation							Wood Fuel																	
								Water purification							Energy																	
								Pollination							Biochemicals and Medicine																	
CORINE land cover type:	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
Continuous urban fabric	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Discontinuous urban fabric	7	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Industrial or commercial units	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Road and rail networks	4	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Port areas	2	1	1	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	
Airports	7	1	1	1	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Mineral extraction sites	4	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	
Dump sites	8	2	1	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
Construction sites	3	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Green urban areas	18	3	3	2	1	4	3	2	11	2	1	0	2	1	1	1	1	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	3	0	
Sport and leisure facilities	16	2	2	2	1	4	3	2	9	1	1	0	2	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	0	
Non-irrigated arable land	22	3	2	3	4	5	1	4	5	2	1	1	0	0	0	0	0	21	5	5	5	0	0	0	0	0	0	2	1	0	1	
Permanently irrigated land	21	3	2	5	2	5	1	3	5	3	1	1	0	0	0	0	0	18	5	5	2	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	
Ricefields	20	3	2	5	1	5	1	3	4	2	0	2	0	0	0	0	0	7	5	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	
Vineyards	14	3	2	3	1	3	0	2	3	1	1	0	1	0	0	0	0	5	4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	5	
Fruit trees and berries	21	4	3	4	2	3	2	3	19	2	2	2	2	2	1	1	5	13	5	0	0	0	0	0	4	4	1	0	0	5	5	
Olive groves	17	3	2	3	2	3	1	3	7	1	1	0	1	1	1	1	12	4	0	0	0	0	0	4	4	1	0	0	0	5	5	
Pastures	24	2	2	4	5	5	2	4	8	1	1	1	1	0	4	0	10	0	5	5	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	3	
Annual and permanent crops	18	2	2	3	2	4	2	3	7	2	1	1	1	1	0	0	20	5	5	5	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	
Complex cultivation patterns	20	4	3	3	2	4	1	3	5	2	1	1	1	0	0	0	9	4	0	3	0	0	0	0	0	0	1	2	0	2	2	
Agriculture & natural vegetation	19	3	3	3	2	3	2	3	13	3	2	1	2	1	3	0	1	21	3	3	2	0	0	3	3	3	2	1	0	5	2	3
Agro-forestry areas	27	4	4	4	3	4	4	4	13	2	1	1	1	1	2	1	3	14	3	3	2	0	0	3	3	2	0	0	3	3	0	3

Zdroj: Burkhard et al., 2012

**Obrázek 14: Hodnotová škála pro sledované ukazatele ekologické hodnoty**



Zdroj: Burkhard et al., 2012

Důležitým krokem pro posouzení kvality ekosystémů je odvození vhodných ukazatelů ekosystémových funkcí a služeb (Burkhard et al., 2012). Jednotlivé ukazatele podrobně rozpracoval Müller (2005). Ekologickou integritu, definovanou podle Berkmanova et al. (2001) jako podpora a zachování procesů a struktury ekosystému, reprezentuje sedm ukazatelů. Heterogenita abiotického prostředí zajišťuje stanoviště vhodná pro jednotlivé druhy, skupiny organismů, či procesy nezbytné pro fungování ekosystému. Měří se několika indikátory (např. index diverzity a heterogenity, počtem, či rozlohou habitatu). Pomocí biodiverzity se zkoumá přítomnost (nepřítomnost) druhů v daném habitatu. Vodní cyklus a proudění vody v rostlinném systému se odhaduje pomocí celkové evapotranspirace. Metabolický kvocient (dýchání /



produkce biomasy) reprezentuje metabolickou účinnost systému s odkazem na množství energie potřebné k udržení biomasy (sloužící také jako indikátor stresu). Tzv. exergie, tj. část energie systému, kterou je možné přeměnit v mechanickou práci, se v ekosystémech měří pomocí primární produkce nebo indexu listové plochy (Leaf area index). Snížení ztrát živin (nevratné výstupy prvků ze systému) se zjišťuje pozorováním jejich vyplavování. Posledním ukazatelem spadající pod ekologickou integritu je úložná kapacita organické hmoty, kde se ukládají živiny, energie a voda. Ekologickou integritu dále doplňují ekosystémové služby, které se dělí na tři skupiny (regulační, zajišťující zdroje a kulturní). Každou z těchto skupin charakterizuje opět několik sledovaných ukazatelů (například regulace klimatu, pěstování biomasy, rekreace).

Ekosystémové služby představují komplexní přístup k hodnocení kvality krajiny. Řešení struktury krajinného pokryvu lze považovat za základní požadavek pro hodnocení kvality fragmentované, či nefragmentované krajiny. Vhodná struktura krajinného pokryvu předurčuje vysokou hodnotu ekosystémů a jejich produkci funkcí a služeb pro společnost. Spojením konceptu ekosystémových služeb a míry fragmentace krajiny se zajistí základní informace o kvalitě krajiny.

## Kapitola 4

### Vývoj silniční sítě a urbánních ploch na území ČR

Fragmentaci krajiny nejčastěji způsobuje dopravní infrastruktura a osídlení (Jaeger et al., 2008; Anděl et al., 2010). Studium vývoje míry fragmentace odráží právě rozvoj silniční a železniční sítě, se kterým se často spojuje rozmach komerční zástavby (Romportl a Chuman, 2010). Zvyšující se míra fragmentace nadále souvisí s rozrůstáním rezidenční zástavby v okolí měst a v přilehlých obcích (Ouředníček a Temelová, 2008). Pochopení vývoje míry fragmentace krajiny usnadní informace o dlouhodobém vývoji silniční sítě (zástavby) s důrazem na vymezené období (1920–2020). V neposlední řadě je důležité podrobně sledovat změny v krajině způsobené negativními projevy silnice a zástavby (Forman et al., 2003; Kepřta, 2013). Výzkum negativních dopadů silnice a zástavby patří k úzké skupině hmatatelných důkazů o projevech míry fragmentace v krajině.

#### 4.1 Vývoj silniční sítě

Míra fragmentace krajiny a velikost bariérového efektu závisí především na charakteru silnice a intenzitě provozu. Informace o celoplošné intenzitě dopravy se ovšem získávají složitým způsobem, proto je lze nahradit sledováním změn kategorizace silnic. Jasně dané kategorie sice nemusí přímo odpovídat reálnému bariérovému efektu, ale umožňují porovnání s kategoriemi ze zahraničí. Cestní (silniční) síť nejprve rozšiřuje svůj územní rozsah (hlavně v minulosti). Pokud je vytvořena základní silniční síť, dochází zvyšováním intenzity dopravy k rozšiřování stávajících silnic a tím k prohlubování bariérového efektu. Složitost v zachycení těchto změn lze alespoň částečně nahradit sledováním plošného vývoje silniční sítě.

V minulém století byla silniční síť již poměrně rozvinutá. Zvyšující se intenzita dopravy vedla ke změnám typu (třídy) komunikace. Rozdělení silnic do tříd souvisí s vymežováním fragmentační geometrie. V současné době se při klasifikaci silnic vychází ze Zákona č. 13/1997 Sb. o pozemních komunikacích, který vymezuje základní kategorie silnic. Silnice, definována jako veřejně přístupná komunikace sloužící silničním a jiným vozidlům a chodcům, se rozděluje do několika tříd. Silnice I. třídy umožňují dálkovou a mezistátní dopravu a mají mezinárodní, celostátní a nadkrajový význam. Silnice II. třídy jsou významné na úrovni

bývalých okresů. Silnice III. třídy zajišťují vzájemné spojení obcí nebo jejich napojení na ostatní komunikace. Zvláštním druhem silnice je dálnice, která se podle světových silničních kongresů definuje jako dálnková dopravní cesta, určená výlučně pro motorová vozidla (Žalud, 1961). V zákoně č. 13/1997 Sb. se nadále vymezují místní komunikace, které slouží převážně dopravě na území obce. Místní komunikace lze rozdělit do několika tříd na základě dopravního významu, určení a stavebně technického vybavení (dělení se uplatní především ve větších městech). Posledním typem komunikace je účelová komunikace, která spojuje jednotlivé nemovitosti, či je napojuje na místní komunikace. Z technického hlediska pojem silnice představuje silniční těleso, které obsahuje všechny její konstrukční části (vozovku, korunu, krajnice, střední dělicí pás atd.).

#### **4.1.1 Stezky, cesty a silnice ve svých počátcích**

Cesty a cestní síť se vždy přizpůsobovaly svým uživatelům. První cesty byly spíše stezky, které byly vedeny po krajině a vyhýbaly se přírodním překážkám. Pro rozvoj cest mělo zásadní význam objevení kola a domestikace zvířat (Žalud, 1961; Musil, 1987). Domestikace několikanásobně zvýšila efektivitu využití dopravních prostředků. Povrch cest se upravoval a zpevňoval plochými kameny a oblázky, aby snesl tlak kol i za špatného počasí. Právě zde se poprvé hovořilo o silnicích, jakožto o cestách s umělým povrchem (Žalud, 1961). S přibývajícím časem měly vozové cesty strategický význam pro pohyb vojska a udržování vnitřní správy státu.

V Evropě se první cesty stavěly ve starověkém Řecku. Úzké pásy nížin v mořských zátokách a hornaté území umožňovaly stavět kamenité stezky. Řecké silnice se neprojektovaly do podoby sítě, ale spojovaly podle potřeby největší města. Hlavní silnice doplňovaly vedlejší cesty a místní zkratky (Musil, 1987). První propracovanou silniční sítí se vyznačovala Římská říše. Výstavba nejrůznějších typů mostů a tunelů umožnila výjimečné přizpůsobení se místním přírodním podmínkám. Silniční síť pokrývala území od dnešního Gibraltaru k ústí Dunaje do Černého moře. Spojovala severní části Velké Británie přes celou Malou Asii po Egypt, či jižní pobřeží Středozemního moře. Silnice dodržovaly přímý směr, údolí překonávaly mosty v konstantní výškové úrovni (v horách dosahoval podélný sklon až 15 %).

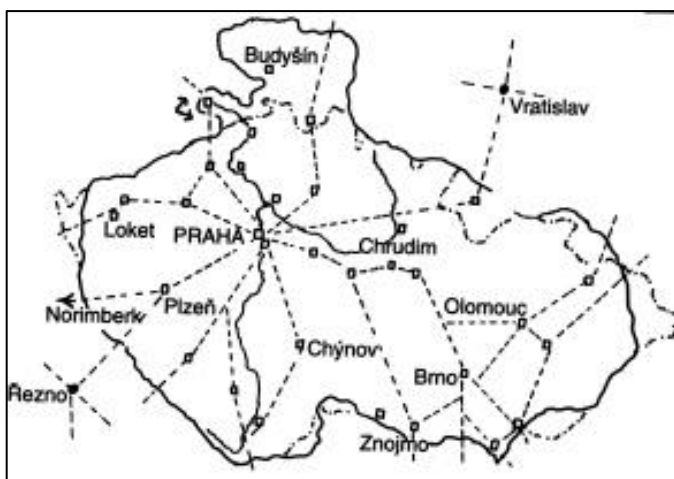
Střední Evropa se do rozvoje cestní sítě zapojila na přelomu 1. a 2. st. našeho letopočtu. Putování do solných dolů (Hallstadt a Dürenberg) nebo pro jantar k Baltskému moři znamenalo první kontakty obyvatel střední Evropy s ostatním světem (Musil, 1987). Komunikační síť na území ČR budovali již Keltové, kteří spojili (částečně za pomoci starších cest) jednotlivá správní střediska a oblasti svého osídlení. Jakýmsi vrcholem se stala cestní síť v období Velké Moravy. Velká Morava byla řízena ze třech hlavních center (Nitra, mezi Uherským Hradištěm a Břeclaví, okolí Blatenského jezera), které vyžadovaly dobré dopravní spojení. Síť dálnových cest 9. a 10. st. závisela především na možnosti průchodu horskými a lesnatými hraničními pásmy (Musil, 1987). Napříč Evropou vedla důležitá západovýchodní trasa spojující Řezno, Prahu, Krakov a Kyjev. Mezi Řeznem a Prahou se stezka rozvětvovala. Hlavní stezka se klikatila údolím řeky Regen a Cham přes Furth im Wald a Všerubským průsmykem do Domažlic (dále přes Plzeň, Žebrák a Beroun do Prahy). Z Pasova procházela přes Čechy na sever Zlatá stezka (nazývaná též Via Silvestris, Via Bohemia). Významné stezky vybíhaly

paprskovitě z velkých regionálních center Prahy a Brna směrem k hranicím země. Některé cesty byly prodlouženy do velkých měst západní Evropy (Dresden, Bremen, Frankfurt, Augsburg atd.).

#### 4.1.2 Komunikační síť od středověku po současnost

Od desátého století lze považovat komunikační síť v našich zemích za ustálenou. Dálkové trasy, do 14. st. nazývané zemské stezky, doplňovaly postupně se rozvíjející vnitrozemské cesty (Musil, 1987). Rozkvět zemských stezek (kolem roku 1000 jich bylo asi 20, obrázek 15) přineslo období rozvoje měst (13. a 14. století). Ve středověku se začal brát ohled na konfiguraci terénu, zásadou se stala cesta nejmenšího odporu. Stavitelé zemských stezek se snažili zachovávat stejnoměrný spád, vyhýbat se bažinatým a zaplavovaným územím řek a potoků, či vést trasu horskými průsmyky. Řeky a potoky se nejčastěji překonávaly brodem, za průjezd po mostu se vybíralo mostné (Musil, 1987).

**Obrázek 15: Síť hlavních zemských stezek v Čechách a na Moravě**



Zdroj: <http://.nase-rodina.cz/article.php?clanek=1408>

Postupem času se cesty v méně přehledných úsecích stávaly nebezpečnými (loupeže). V Anglii byl za tímto účelem v roce 1285 přijat tzv. Winchesterský zákon, který nařizoval odstranění houští a lesa po obou stranách silnice do vzdálenosti 200 stop (63 m; Musil, 1987). V Čechách se podobné nařízení objevilo v 16. století, kdy bylo nařízeno vymýtit na obě strany cest 32 m širokou paseku. Tudíž docházelo nejen k záboru půdy samotnou cestou, ale její vliv se začal rozšiřovat do okolní krajiny. Budování středověkých cest přineslo první náznaky fragmentace původních habitatů.

Začátek stavby státních silnic spadá do 18. století. Nejprve se za pomoci rakouského kartografa J. K. Müllera podrobně zmapovala komunikační síť v Čechách. Mapa sloužila jako podklad pro návrh několika hlavních silnic ve směru původních zemských cest (Praha–Viedeň, Norimberk, Linec atd.). Za základ organizované výstavby silnic v Čechách se považovalo založení silničního ředitelství (Musil, 1987). Silniční ředitelství zaštitilo výstavbu silnic rozsáhlými technickými, správními a finančními předpisy.

V polovině 19. století skončila v českých zemích stavba státních (císařských) silnic. Síť měřila v Čechách, na Moravě a ve Slezsku dohromady přes 4 500 km (Musil, 1987). Silnice se

stavěly podle přesně zvolených parametrů (šířka a mocnost vozovky, podélný a příčný sklon atd.). V druhé polovině 19. století začala na našem území výstavba železniční sítě, která postupně přebrala dálkovou přepravu zboží. Zvýšené přepravní možnosti železnice podpořily rozvoj místních komunikací (okresních silnic). Od 70. let 19. století se na silnicích začaly využívat první parostroje (po evropských silnicích se již pohybovaly první automobily), rozvinula se stavba mostů s železnou konstrukcí, či se nově uvádělo staničení milníků na státních silnicích v kilometrech. V roce 1918 dosáhla v Českých zemích hustota komunikační sítě složené ze všech typů silnic 684 m/km<sup>2</sup>. České země se v té době řadily na 4. místo v hustotě silniční sítě v Evropě za Anglií (1180 m/km<sup>2</sup>), Francií a Belgií. Další novinka ve vývoji silnic znamenala zákonnou povinnost pečovat o stav silnic a cest, a to prostřednictvím nového povolání cestářů<sup>1</sup>. Cestáře na cestách doplnila silniční policie (Musil, 1987).

Myšlenka konstrukce dálniční sítě spadá do počátku 20. století. První (soukromá) dálnice vedla z italského Milána k jezerům Maggiore a Di Como. Následovalo Německo s velmi propracovanou dálniční sítí. Dálnice často musely překonávat horské masivy a průsmyky, razily se první silniční tunely. Na území tehdejší ČSSR se jako první dálnice stavěla ta v ose Praha–Brno–Bratislava. Přes mnoho dřívějších plánů a úvah započala výstavba v roce 1967. První úsek mezi Prahou a Mirošovicemi byl uveden do provozu v roce 1971 (Musil, 1987). Celá dálnice se otevřela vozidlům roku 1980. Počet dálničních kilometrů postupně narůstal připojováním dalších úseků a směrů (Čechyně–Vyškov, Praha–Libice, Praha–Beroun atd.). K 1. 1. 2013 činí celková délka dálnic na našem území zhruba 750 km z celkových 55 700 km silnic všech kategorií (Ředitelství silnic a dálnic ČR, 2013). Ředitelství silnic a dálnic (ŘSD, 2013) počítá do budoucna s výstavbou několika úseků dálnic a rychlostních silnic. Především se jedná o dostavbu dálnice D3 ve směru z Prahy do Českých Budějovic a dokončení dálnice D8 vedoucí z Prahy přes Ústí nad Labem do Německa. Dále ŘSD (2013) počítá s dokončením dálnice D11 do Hradce Králové a spojením dílčích úseků dálnice D1 z Brna do Ostravy a dále do Polska. ŘSD (2013) plánuje také rozšíření stávající sítě rychlostních silnic. Uvažuje se například o dokončení silnice R6 z Prahy přes Karlovy Vary k hranicím s Německem, či o protažení R 35 z Olomouce přes Hradec Králové do Turnova.

## 4.2 Silnice a její vztah ke krajině

V posledních několika desítkách let se dle van der Reea et al. (2011) začíná více hovořit o tzv. ekologii silnic (*Road Ecology*; Ellenberg et al., 1981; Forman et al., 2003), jejímž úkolem je upozornit na potřebu pořizování studií vlivu silnic a dopravy na organismy na různých ekologických úrovních. Mnoho dopravních agentur se snaží zachovat udržitelnost životního prostředí, což vyžaduje podporu dlouhodobých vědeckých výzkumů. Lineární infrastruktura poskytuje základní spojení různorodých aktivit společnosti. Na druhou stranu dopravní síť má řadu negativních účinků na okolní stanoviště a populace volně žijících organismů. První výzkumy ekologických efektů dopravy na životní prostředí probíhaly v USA již ve 30. letech 20. století (van der Ree et al., 2011). Silniční ekologie si za svůj hlavní cíl vytyčuje kvantifikaci

<sup>1</sup> Cestáři, kteří se podle svého nářadí často označovali jako pohrabáči, měli pevně stanovenou pracovní dobu (60 hodin týdně). Pokud cestář onemocněl, musel za sebe poslat plnohodnotnou náhradu.

ekologických dopadů silnic a dopravy. Konečným výsledkem by měla být minimalizace negativních dopadů a kompenzace jejich škod na úrovni jednotlivců, populace, společenstev a ekosystémů.

Silniční síť se v dnešní době neodmyslitelně přiřazuje jako součást krajiny. Její charakter sice prošel dynamickým vývojem (viz výše), ale až s prvními automobily nastávají zásadní problémy ve vztahu k přírodnímu prostředí. Automobily ke svému provozu potřebují kvalitně vystavěnou silnici s hladce upravenou vozovkou. Člověk se odpoutává od využívání čistě místních a nezávadných materiálů (kameny, štěrk, hlína). Vozovky upravuje nejprve cementovou směsí (bohatou na vápník), který záhy střídá dehtový a asfaltový povrch plný těžkých kovů a dalších škodlivých látek. Nemluvě o intenzitě dopravy a jejích důsledcích, přináší konstrukce silnic do krajiny nepůvodní látky, které svým působením ovlivňují okolní prostředí. Konstrukce vozovky je hlavní poruchou, která má přímé a nepřímé dopady na rostlinná společenstva a půdní vlastnosti (Neher et al., 2013). Mění se hladina spodní vody a její proudění, vodní toky se často kanalizují a mokřady bývají vysoušeny, což vede ke zničení stávajících stanovišť a tvorbě zcela nových (Forman a Deblinger, 2000). Půdy ovlivňuje navezený materiál, který se často dováží a vytváří minerální zdroje jedinečné pro místní prostředí způsobující chemické poruchy (Auerbach et al., 1997). Chemické disturbance mají několik tváří. Může se jednat o opakované narušení vlivem běžného provozu (prach, posypová sůl a výfukové látky), nebo o náhodné vylití nebezpečných látek do půdy vlivem dopravní nehody. Opomíjeným vlivem je důsledek vyplavování látek z nově navezeného stavebního materiálu.

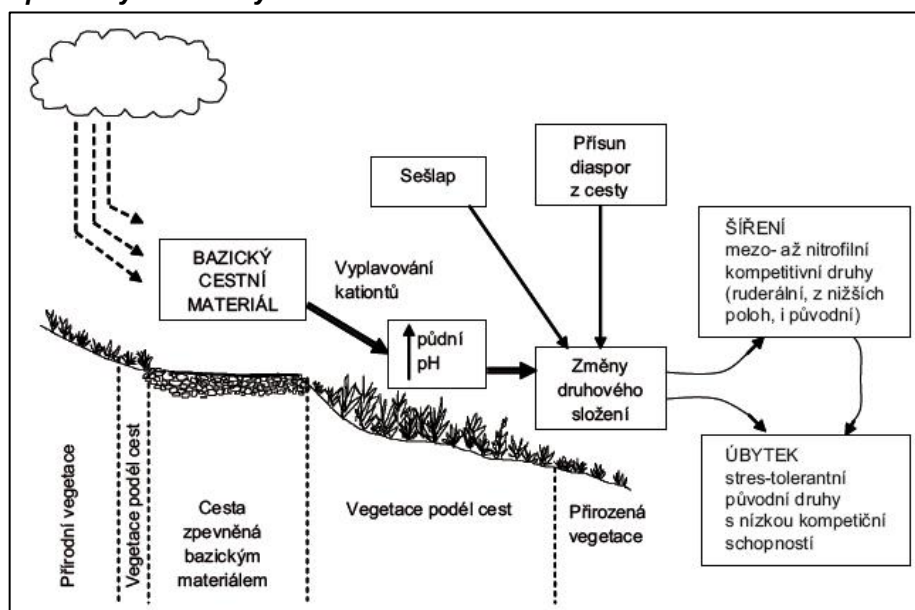
Plocha přímého ovlivnění okolní přírody, která začíná od konce vozovky, může činit několik desítek až tisíce metrů (Forman a Alexander, 1998; van der Ree et al., 2011; Marcantonio et al., 2013). Samotný zábor půdy často tvoří několik procent rozlohy státu, například v USA 1 % (Forman a Deblinger, 2000), 5–7 % v západoevropských státech (Trocme, 2003). Rozloha území ovlivněného silniční dopravou dosahuje zhruba 10–20 % rozlohy státu (USA), pro hustou silniční síť v západní Evropě se předpokládá údaj o několik procent vyšší.

Silnice všech kategorií ovlivňují organismy přímo nebo nepřímo. Účinky působení nabývají záporné, ale i kladné hodnoty (Boarman a Sazaki, 2006). Konstrukce nové silnice může působit jako bariéra, tím ovlivnit životaschopnost různých populací a poskytnout prostor invazivním druhům. Nebo nově vybudovaná silnice může sloužit jako migrační koridor a spolehlivý zdroj potravy (Forman a Alexander, 1998). Přímé působení silnice na živočichy se vztahuje na jejich kolizi s vozidly. Velké a středně velké druhy savců ohrožují zejména dvouprouté komunikace, kdežto pro malé savce a ptáky se zdají být rizikovější silnice víceprouté (Romin a Bissonette, 1996). Plocha přímého působení silnice (dopravy) značně kolísá v závislosti na druhu živočichů a typu prostředí. Obojživelníci zaznamenávají negativní ovlivnění až do vzdálenosti 2 000 metrů od silnice. Trpí ale především v období migrace, kdy masivní počet kolizí může vést k ohrožení životaschopnosti dané populace (Rozínek a Francek, 2006). Zajímavé se zdá tvrzení o malých savcích v polopouštních oblastech. Rostoucí vegetace v okolí nové silnice zde umožnila dokonce zvýšení jejich druhové diverzity (Bissonette a Rosa, 2009). Různá vzdálenost vlivu silnice se projevuje také u ptačí populace. Závisí především na intenzitě dopravy a charakteru sousedních ekosystémů. Ukazuje se, že početnost ptáků žijících

v lesních ekosystémech ovlivňuje silnice v menším rozsahu, než je tomu u ekosystému polních nebo travních (Forman a Deblinger, 2000). Celkovou mortalitu živočichů ovlivňuje mnoho faktorů, nejvýraznějšími jsou technické řešení komunikace, šířka svodidla, stáří komunikace, intenzita provozu, rychlost vozidel, typ a atraktivita biotopů, motivace zvířat k překonání překážky atd. (Iuell et al., 2003).

Vliv silnice na vegetaci se pohybuje od prvních metrů do prvních stovek metrů. Rozdílná distribuce dusíku způsobuje druhové změny v bylinném patře (Angnold, 1997). Zarostlé plochy v okolí silnice poskytují útočiště celé řadě živočichů, některým dokonce prioritní habitat (van der Ree a Bennett, 2003; Bissonette a Rosa, 2009). Příkladem může být výzkum cestní sítě nad horní hranicí lesa v Krkonošském národním parku (Vítková et al., 2012). Řada cest byla v minulosti spravována materiálem s nevhodným chemickým (zásaditým) složením. Přirozeně se v hřebenových oblastech Krkonoš vyskytují půdy silně kyselé (Müllerová et al., 2011). Podél cest opravovaných allochtoním materiálem se tudíž vyskytují půdy slabě zásadité. Cesty tímto přispívají k šíření a introdukci nepůvodních druhů do přirozených společenstev (Šerá, 2008). Na několika lokalitách vznikají nová společenstva odlišná od těch původních (např. orchideje mezi Labskou boudou a pramenem Labe; Vítková et al., 2012). Lemové porosty se vyskytují až do vzdálenosti mnoha desítek metrů. Jednoduchý model vymývání bazických kationtů ukazuje obrázek 16. Rozptyl látek způsobuje především vodní eroze, proto faktory ovlivňující rozšíření allochtoních zón podél cest se shodují s faktory ovlivňujícími vodní erozi. Mezi významné se řadí provozní zatížení cesty a její technický stav, morfologie terénu, mocnost a tání sněhové pokrývky (Auerbach et al., 1997; Pauchard a Alaback, 2004; Vítek, 2005). Řešení popsaného problému obstarává od roku 1996 odstraňování bazického materiálu z hřebenových cest a obnova přirozeného proudění vody. Vítková et al. (2012) dodávají, že odstranění bazického materiálu je podmínkou pro návrat původních druhů. Pouhé omezení vstupu turistů není řešení.

**Obrázek 16: Model procesu změn půdy a vegetace podél cest zpevněných bazickým materiálem**



Zdroj: Müllerová et al., 2011

Další důkaz vlivu silnice na chemismus půd přináší práce Neher et al. (2013), kteří popisují dopady silniční sítě na rostlinná společenstva a chemické půdní vlastnosti v různých vzdálenostech od tří typů silnic (Vermont, USA). Výsledky ukazují pokles hodnoty pH a podílu kationtů vápníku podle typu silnice (nejvyšší hodnoty mají šterkové silnice z bazických materiálů). Zajímavým se zdá být zásadité pH těsně u silnice a jeho postupný pokles. Větší zásaditost totiž podporuje rozpad povrchu vozovky a distribuci prachu dále do prostředí. Může docházet i k vymývání vápníku z podkladu silnice (Campbell, 1993).

Se zvyšující se intenzitou dopravy narůstá logicky zastoupení těžkých kovů (Zn, Cu, Pb, Cd). Některé prvky ovšem vykazují opačný trend, a to nárůst jejich koncentrace směrem od silnice (půdní vlhkost, organická hmota, kationty K a Mg atd.). Síra se naopak hromadí pouze v silničních příkopech. Posypem v zimních měsících se do půdy dostává NaCl. Zatížení půdy chemickými prvky se mění zejména s blízkostí silnice a topografií přilehlé půdy. Jako dobrá ochrana vzdálenější krajiny se osvědčila nárazníková vegetace (začátek lesa složený z keřového patra) tlumící nepříznivé dopady dopravy. Nárazníková vegetace zároveň chrání a pravděpodobně izoluje vnitřní část lesa od světla a prachu (Neher et al., 2013). Půdní prostředí samozřejmě ovlivňuje přítomnost lesa (například hrabanka, zastínění, zvlhčení půdy). Specifické prostředí se nachází v příkopech. Často zamokřené půdy s vysokým obsahem síry podporují růst mokřadních druhů.

#### 4.2.1 Měření vlivu silniční sítě na krajinu

Rozvoj a využívání silniční infrastruktury v neposlední řadě omezuje obytné, rekreační a estetické funkce krajiny. Budování silniční sítě s sebou přináší civilizační tlak a doprovodnou výstavbu podél komunikací, tzv. komerční dálniční krajinu (Romportl a Chuman, 2010). Stále více se prokazuje zřejmý vliv silnic na krajinnou strukturu. Rozdílné kategorie silnic s proměnlivou hustotou působí různě na krajinnou matici (Liu et al., 2008). Definování zóny působení silnice v kontextu vlivu na krajinnou strukturu je složitý a časově náročný proces. Všechny použité indexy využívané v krajinné ekologii (např. Shannonův index diverzity apod.) ukazují změnu struktury krajinné matrice do 300 metrů od tělesa vozovky. Přítomnost silnice způsobuje zvýšení počtu a hustoty plošek a snížení jejich průměrné a maximální velikosti (Saunders et al., 2002). V okolí silnice také dochází ke změně ve využívání ploch. Podle Keken et al. (2011b) způsobila výstavba dálnice D1 v letech 1974 až 2007 redukci zemědělských ploch a mírný nárůst rozlohy lesů a raně sukcesních společenstev.

Šířka narušené zóny se může odhadnout podle empirického vztahu (Müller a Berthould, 1997; upravil Keken et al., 2011a):  $D = (\log I - 2) * \bar{s}$ ; kde šířka narušené zóny ( $D$ ) v metrech na každou stranu silničního tělesa se vypočte pomocí intenzity dopravy  $I$  (počet vozidel /24 hod.) a šířky silničního tělesa  $\bar{s}$  (v metrech) k okraji zářezu (náspu). Skutečná šíře plochy přímého vlivu silnice se může lišit v závislosti na druhu krajiny, sezónním období, hustotě dopravy, orientaci ke světovým stranám atd. (Wei et al., 2010).

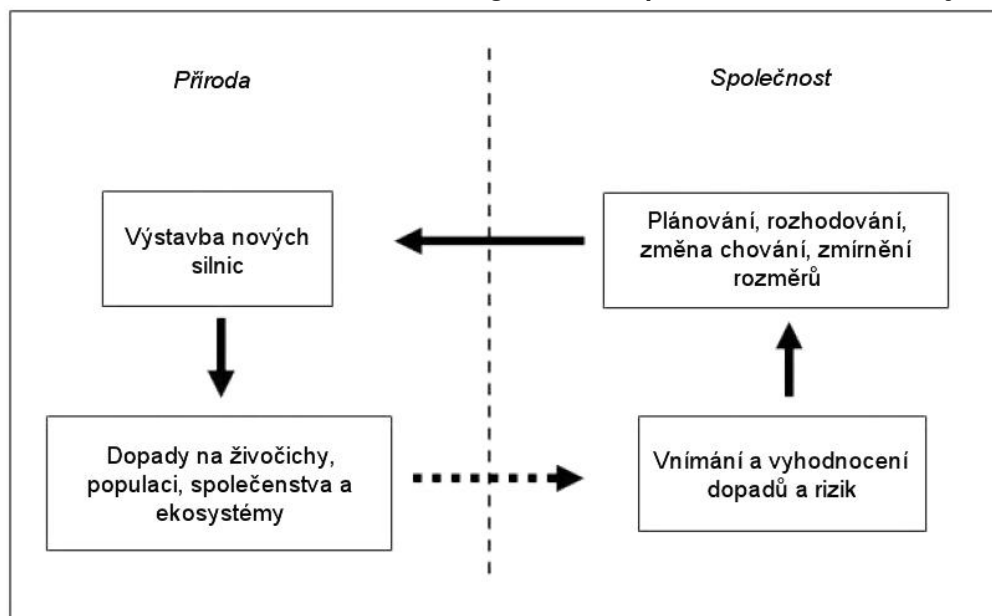
Posuzování potenciálních dopadů silniční sítě na biologickou rozmanitost řeší také tzv. prostorový index silniční disturbance (Spatial road disturbance index – SPROADI; Freudenberger et al., 2013). Index SPROADI se počítá ze tří dílčích indexů. Jedním z nich je právě informace o vlivu silnice na sousední stanoviště neboli zóna vlivu silnice, kterou doplňuje



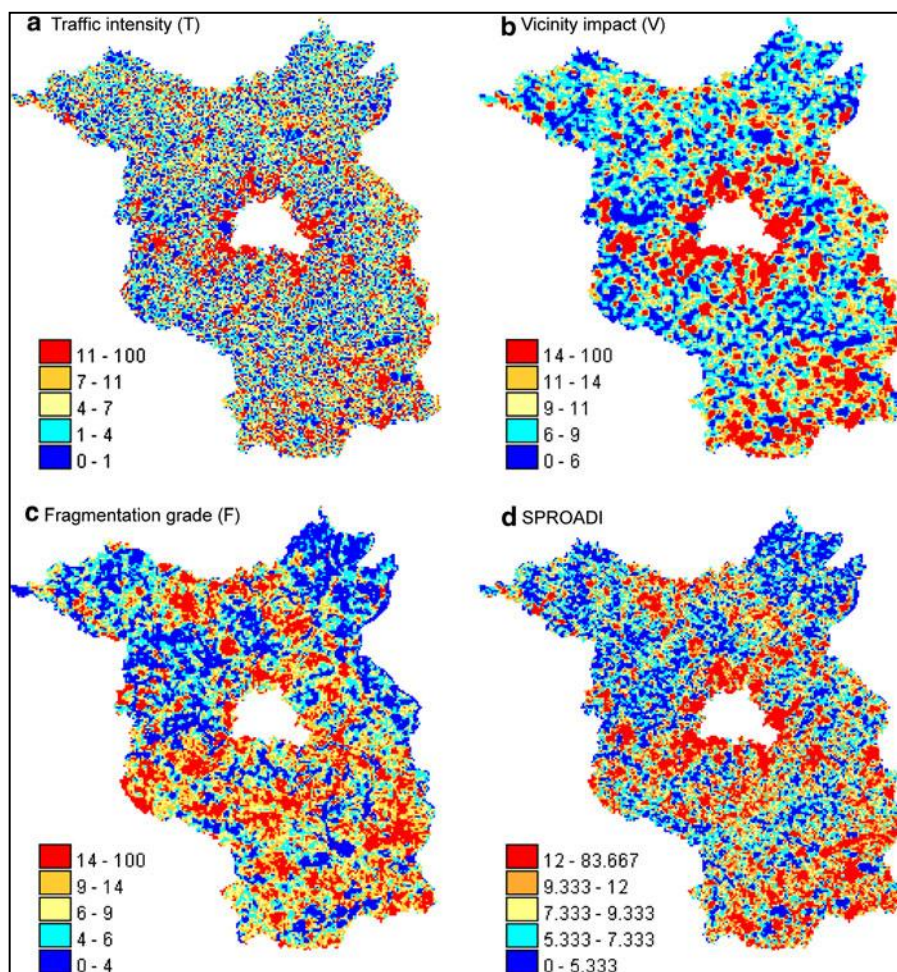
informace o intenzitě dopravy (míra objemu dopravy v čase a prostoru) a údaj o míře fragmentace. Vzájemné porovnání dílčích indexů provádějí Freudenberg et al. (2013) pomocí Spearmanova korelačního koeficientu, který ukazuje pozitivní korelaci mezi intenzitou dopravy a zónou vlivu silnice (hodnota 0,605). Naopak fragmentace krajiny a zóna vlivu silnice spolu často nekorelují (0,135). Názorné prostorové porovnání poskytuje obrázek 18.

Řešení negativních dopadů silniční sítě na ekosystémy a populace volně žijících živočichů se neobejde bez schopnosti společnosti tyto problémy vnímat. Možné řešení naznačuje tečkovaná šipka (obrázek 17) upozorňující na důležité propojení sledování ekologických změn a poučení se z těchto změn při plánování nových silnic.

**Obrázek 17: Obecné schéma řešení negativních dopadů silniční sítě na krajinu**



Zdroj: van der Ree et al., 2011

**Obrázek 18: Index SPROADI na území Braniborska**

Poznámka: vysoké hodnoty (červená barva) reprezentují vysokou silniční disturbanci, nízké hodnoty (modrá) ukazují nízkou disturbanci.

Zdroj: Freudenberger et al., 2013

### 4.3 Vývoj urbanizace a suburbanizace

Studiem urbanizace a jejími vlivy na okolní prostředí a lidskou společnost se zabývá mnoho autorů. Podle Hampla et al. (1987) lze prostředí rozdělit do regionů, které se skládají z dvou základních částí (jádro a periferie). Proces růstu počtu obyvatel v jádru se nazývá urbanizace (Sýkora a Muliček, 2012), naopak desurbanizace označuje navýšení počtu obyvatel v periférii. Nárůst počtu obyvatel a rozvoj příměstské zóny neboli zázemí (ve funkčním dosahu jádrové oblasti) je označován termínem suburbanizace (Ouředníček a Temelová, 2008).

S procesy urbanizace a suburbanizace úzce souvisí rozvoj aglomerací. Sídelní systém a jeho organizaci v prostoru utváří hlavní lidské aktivity v podobě bydlení, práce a dojížděky mezi místem bydliště a pracoviště (Sýkora a Muliček, 2012). Na tato místa se následně váží některé služby (školy, maloobchod, zábavní zařízení atd.), které vytváří vhodné prostředí pro příchod dalších obyvatel. Rozšiřování zástavby a vhodné funkční propojení městských center je základem pro tvorbu aglomerace.

Začátek vývoje aglomerací souvisí s průmyslovou revolucí a celospolečenským vývojem od 19. století. Relativně rovnoměrné osídlení (s převažující zemědělskou výrobou) se mění na

nerovnoměrnější rozmístění obyvatel i ekonomických aktivit v závislosti na širších společenských, technologických a ekonomických podmínkách (Musil et al., 1984). Projevy urbanizace a rozvoj aglomerací na území českých zemí lze rozdělit do několika období. Urbanizační proces se v Českých zemích začal výrazně projevovat okolo roku 1850 (přeměna v agrárně průmyslovou zemi). Nejprve rostla středně velká města, následně převažoval rozvoj měst nad 100 000 obyvatel, která na přelomu 19. a 20. století dosahovala svého nejvýraznějšího růstu. Do začátku první světové války se České země vyznačovaly vysokým podílem obyvatel žijících v malých městech (Musil et al., 1984).

Po vzniku Československé republiky se obyvatelstvo stěhovalo do velkých měst (Praha, Brno, České Budějovice atd.) i do měst s počtem obyvatel nad 10 000. Přírůstek městského obyvatelstva byl spojen s poválečným hospodářským rozvojem a hlavně se vznikem Československého státu, s čímž souvisí rozšíření politických, správních a kulturních funkcí Prahy (Musil et al., 1984). Pokračoval také růst dalších větších měst (Brno, Ostrava, Plzeň) a koncentrace průmyslové výroby do nových center, která postupně způsobila zánik menších průmyslových závodů. Rozvoj menších měst mezi roky 1910 a 1930 podporovala dobrá železniční doprava (především v blízkosti Prahy; Ryšavý et al., 1994). Suburbanizaci v té době určoval celý soubor faktorů – především nižší náklady na bydlení a bytovou výstavbu mimo Prahu, politika podporující výstavbu rodinných domků a změna sídelních preferencí obyvatelstva (atraktivita prostředí mimo velkoměsto; Musil et al., 1984).

Období od konce druhé světové války do revoluce (1989) se vyznačuje budováním (výstavbou) socialismu. Ve středně velkých městech postupně narůstá podíl obyvatel téměř k 30 % (z celé České socialistické republiky). Více než dříve do pohybu obyvatelstva vstupují politická rozhodnutí (odsun Němců, socialistická industrializace). Nejvíce se rozvíjela města v jižních Čechách (podporovaná bytovou výstavbou), v severních Čechách a na severní Moravě. Z ekonomických důvodů se průmysl koncentroval do menších měst na okraji velkoměsta. Urbanistický rozvoj středně velkých měst podpořilo přijetí střediskové soustavy osídlení (prostorové rozložení obslužných funkcí). Po roce 1970 se zdůrazňoval význam největších středně velkých měst, která působila jako jádrová města sídelních regionálních aglomerací a městských regionů (Musil et al., 1984). Klesal podíl počtu obyvatel městských středů a přilehlých starých čtvrtí a rozvíjela se obytná zóna na okrajích měst (Sýkora a Muliček, 2012). Dále se zvyšovala výstavba rodinných domků, především díky ekologičtějšímu přístupu lidí ke svému životnímu prostředí. Několik členů rodiny žijících v příměstské zóně začalo dojíždět do města, zatímco zbytek pracoval v místě bydliště (Musil et al., 1984).

Po roce 1989 se urbanizace vyvíjela přirozeně, bez ideologicky motivovaných zásahů státu. Změny v území podléhaly tržnímu principu a demokratickému rozhodování veřejného sektoru. Rozmístění obyvatel v 90. letech určovalo mnoho vzájemně nesourodých vlivů. Jednalo se například o dokončování programu komplexní bytové výstavby, která od 70. let řešila kritickou situaci mladých rodin, nebo později o nástup dekoncentračních tendencí (Sýkora a Muliček, 2012). Vedle převažující suburbanizace se v posledních letech začíná opět projevovat koncentrace obyvatel do metropolitních oblastí i středně velkých měst (Čermák et al., 2009). Především v zázemí větších měst a podél hlavních silnic dochází k nárůstu zastavěné plochy (rezidenční a komerční zástavby). Rozvoj příměstských zón podporuje zlepšující se dopravní

obslužnost (hromadná a individuální doprava). Nárůst počtu obyvatel ve venkovských sídlech však může přinést problémy s nedostačujícím veřejně prospěšným vybavením obcí (školky, školy, kulturní zařízení). Navíc lidé přicházející z města s sebou přinášejí městské prvky a městský způsob života (Sýkora, 2002; Ouředníček a Temelová, 2008). Miko a Hošek (2009) odhadli rozlohu urbanizovaných ploch v roce 2006 na cca 6 % rozlohy ČR.

#### 4.3.1 Vliv suburbanizačních procesů na krajinu

Suburbanizace působí na krajinu ve třech základních rovinách, jež se navzájem doplňují. Mění se kvalita krajiny z hlediska krajinného pokryvu a míry antropogenního ovlivnění. Vlivem suburbanizace se narušuje prostorová heterogenita a diverzita způsobu využití krajiny. Dochází ke změnám energetických a materiálových toků, estetických, kulturních a duchovních hodnot (Romportl a Chuman, 2010). Ve výstavbě nových domů v jednotlivých suburbánních oblastech panuje značná nerovnoměrnost (Ouředníček a Temelová, 2008). Staví se ve vhodných lokalitách podél dopravní infrastruktury, nedaleko sídel s rozvinutou infrastrukturou, či v atraktivních lokalitách. Nová rezidenční a komerční zástavba v příměstské zóně ovlivňuje život celého městského regionu různým způsobem (Ouředníček a Temelová, 2008).

Výstavba bez návaznosti na stávající zástavbu vytváří tlak na okolní přírodní prostředí a přináší změny ve využívání krajiny, ovlivňuje biodiverzitu a způsobuje změny v řadě půdních, vodních a klimatických ekosystémech (Ouředníček a Temelová, 2008; Romportl a Chuman, 2010). Mění se nejen přírodní prostředí, ale také funkční struktura sídel a městských regionů. Vytváří se nový krajinný a architektonický ráz vesnice. Nejintenzivněji se projevuje suburbanizace v zázemí Prahy. Dochází k procesu dekoncentrace, kdy na jedné straně se rozvíjejí nákupní centra a průmyslové zóny a na straně druhé rezidenční zástavba bez pracovní a obslužné funkce. Nové skladovací areály se nejčastěji staví na „zelené louce“. Rezidenční zástavbu, pokud nevzniká individuálně, zajišťují developři bez návaznosti na stávající sídelní strukturu. Často lze spatřit vybudovanou infrastrukturu (ulice, veřejné osvětlení) uprostřed pole, navázanou pouze na příjezdovou komunikaci (obrázek 19; Ouředníček a Temelová, 2008).

**Obrázek 19: Nová infrastruktura připravená pro výstavbu ve Vysokém Újezdě**



Zdroj: Svoboda a Williams, Prague Estate Agents

Projevy suburbanizace lze v krajině sledovat různými způsoby. Jedním z nich je porovnávání počtu a rozmístění obyvatelstva (Musil et al., 1984), nebo sledování uspořádání měst a sídelních aglomerací (Musil et al., 1984; Sýkora a Muliček, 2012). Dalším způsobem, jak vyhodnotit vývoj suburbanizace, je sledování plošných změn krajinného pokryvu zaměřené na komerční a rezidenční zástavbu (Bromová, 2010; Romportl a Chuman, 2010; Keprta, 2013). Rezidenční zástavba se rozvíjí u velkých měst a jejich přilehlých obcích. V první fázi (90. léta 20. st.) se nová zástavba vázala na stávající zastavěné plochy. Po roce 2000 se začíná stavět izolovaně bez kontaktu se sídlem. Komerční zástavba naopak upřednostňuje logisticky výhodnou polohu. Například komerční areály v Brně se nejprve budují jednotlivě, aby se následně dalším rozvojem spojily v jednu plochu. K největšímu nárůstu dochází v obou případech logicky v okolí Prahy (Sýkora, 2002; Bromová, 2010), kterou doplňují další větší města (Brno, Ostrava, Plzeň, Mladá Boleslav). Romportl a Chuman (2010) nebo Keprta (2011) upozorňují na fakt, že nejčastěji vzniká nová výstavba na zemědělské půdě. Nová komerční zástavba sleduje významné směry dopravy v okolí Prahy (Brno, Plzeň, Hradec Králové). V Brně se komerční suburbanizace dotýká nejvíce obce Modřice. V dalších větších městech (Ústí nad Labem, Plzeň, Mladá Boleslav) probíhá zábor půdy obdobně. Vhodná dopravní poloha je klíčová pro rozvoj komerční zástavby (například křížení silnice s dálnicí u Humpolce; Romportl a Chuman, 2010). V posledním desetiletí se výstavba komerčních areálů uchyluje do volné krajiny bez vazby na větší sídla v okolí významných dopravních tahů.

Suburbanizace je jedním z hlavních negativních procesů způsobujících fragmentaci krajiny. Mnoho prací se zabývá projevem suburbanizace například v okolí Hlavního města Prahy (Vostracká, 2008; Havel, 2012; Paločková, 2013). Paločková (2013) upozorňuje na zvýšení míry fragmentace krajiny a potvrzuje roztržitost rezidenční zástavby ve vybraných katastrech jihovýchodně a východně od Prahy. Zástavba se opět negativně podílí na poklesu rozlohy orné půdy a zhoršení konektivity krajiny. Havel (2012) se ve své práci snaží predikovat budoucí vývoj komerční suburbanizace v souvislosti s ochranou zemědělského půdního fondu. Za nejohroženější oblasti považuje okolí Rudné u Prahy, lokality podél severní hranice Prahy (Středokluky, Klecany atd.) a na počátku rychlostních silnic R6 a R10 (Zápy, Radonice). Obdobně proběhla analýza rozvoje komerční zástavby podél dalších rychlostních silnic a dálnic (Králíková, 2012; Šebková, 2012 atd.). Například v okolí rychlostních silnic Olomouckého a Moravskoslezského kraje bylo zmapováno přes 12 km<sup>2</sup> komerčních areálů, jejichž 75 % rozlohy se nachází na prvních dvou kategoriích ochrany zemědělského půdního fondu (Podškubková, 2012).

## Kapitola 5

### Metodické postupy a zdroje dat

Stanovení míry fragmentace krajiny představuje standardní geoinformatický proces. Skládá se z několika kroků, jejichž správné řešení vede k vyjádření fragmentace, respektive konektivity krajiny. Postup výpočtu nemusí být náročný ani na vstupní data. Záleží vždy na tom, za jakým účelem se fragmentace krajiny určuje. Metodická část této práce se dělí do dvou hlavních částí. Nejprve je popsán způsob analýzy vývoje míry fragmentace krajiny na základě dat o silniční síti a rozloze zastavěných ploch. Výpočet současné míry fragmentace krajiny pak slouží jako vstup ve druhé hlavní části práce, která s využitím dat o ekologické integritě hledá hodnotné části stávající české krajiny.

#### 5.1 Datové zdroje

Pro stanovení míry fragmentace bylo třeba připravit níže uvedená prostorová data: **1. Databáze silniční sítě** rozdělené podle tříd (dálnice, silnice I. třídy atd.) za vybrané časové horizonty. Vektorové vrstvy silniční sítě z let 1920, 1936, 1950, 1960, 1971, 1985, 1991, 2001, 2012 a predikce vývoje k roku 2020 byly převzaty z bakalářské práce R. Churaně (2010) a disertační práce T. Hudečka (2008). **2. Prvky plošných bariér** byly odvozeny z databázi CORINE Land Cover z let 1970, 1990, 2000 a 2006. **3. Doplnkové podklady** (např. plocha České republiky) byly převzaty z databáze ArcČR 500. Jako prostorový rámec k výpočtu míry fragmentace byla využita vygenerovaná pravidelná síť čtverců o rozloze 1 km<sup>2</sup>.

Druhá skupina dat slouží k posouzení kvality a stupně územní ochrany krajiny. Vstupní data o kvalitě krajiny byla odvozena z výsledků výzkumu ekosystémových služeb (Burkhard et al., 2009; Fňukalová, 2013). Porovnání výsledků umožňují informace o prostorovém rozmístění zvláště chráněných území v digitální podobě (AOPK ČR, 2014). Doplnující informace byly získávány z nahlížení do mapového serveru Agentury ochrany přírody a krajiny.

#### 5.2 Analýza vývoje fragmentace krajiny

Výpočet míry fragmentace krajiny probíhá v prostředí ArcGIS v rámci několika návazných kroků. Nejprve byla shromážděna a připravena potřebná vstupní data (viz kapitola 5.1), poté následovalo vytvoření tzv. fragmentační geometrie. Fragmentační geometrie byla zpracována

pro každý rok zvlášť. Základní vstupní vrstvy tvoří obalová zóna (buffer) podél linií silniční sítě a zastavěná plocha. Šířka obalové zóny podléhá rozčlenění podle silničních tříd (tabulka 1). Zastavěná (urbánní) plocha byla získána z databáze CORINE (použité kategorie krajinného pokryvu viz tabulka 2). Spojením upravených vstupních vrstev a protnutím s plochou ČR byla vytvořena potřebná fragmentační geometrie.

Fragmentační geometrie vstupuje jako hlavní podkladová vrstva do nástroje *Effective mesh size* (EMS; Jaeger, 2000; Moser et al., 2007). Dále byla doplněna vrstva prostorových jednotek, pro které se míra fragmentace stanovuje. Problémy s výběrem vhodných jednotek a otázky jejich velikosti blíže řeší Zýka (2012). Z důvodu vícenásobného výpočtu míry fragmentace za jednotlivé časové horizonty byla zvolena pravidelná síť o rozloze čtverce 1 km<sup>2</sup>. Tento způsob více zohledňuje nerovnoměrné rozložení faktorů ovlivňujících fragmentaci krajiny a lépe vykresluje lokální roztříštěnost krajiny (EEA, 2011). V posledním kroku byl proveden finální výpočet a výsledky byly následně interpretovány.

**Tabulka 1: Návrh velikosti obalové zóny**

Třída silnice	Šířka (m)
Dálnice a rychlostní komunikace	30
Silnice I. třídy	15
Silnice II. třídy	10
Silnice III. třídy	8

Zdroj: vlastní zpracování

**Tabulka 2: Kategorie zastavěných ploch podle legendy CORINE Land Cover**

Kód	Popis
111	Souvislá městská zástavba
112	Nesouvislá městská zástavba
121	Průmyslové a obchodní areály
122	Silniční síť s okolím
123	Železniční síť s okolím
124	Letiště
141	Městské zelené plochy
142	Sportovní a rekreační

Zdroj: vlastní zpracování

Výsledky analýzy vývoje jsou prezentovány pomocí tematických map pro každý rok, kde se výsledné hodnoty dělí do 6 intervalů s hranicemi 1000 – 3000 – 5000 – 7000 – 9000 ha. Pro porovnání nárůstu či poklesu míry fragmentace byl použit tzv. řetězový index (Hindls et al., 2000), který lze v procentech vyjádřit takto:

$$I = \frac{\text{budoucí rok}}{\text{stávající rok}} * 100 - 100$$

Index nabývá tří druhů hodnot. Záporné hodnoty ukazují snížení míry fragmentace, kladné hodnoty reprezentují nárůst a nulové hodnoty setrvalý stav míry fragmentace krajiny za definované období.

### 5.3 Analýza ekologické hodnoty fragmentované krajiny

V druhé hlavní části této práce byl hodnocen aktuální stav fragmentované krajiny s ohledem na její ekologickou hodnotu. Ekologická hodnota krajiny je zde odvozena dle konceptu ekosystémových služeb, konkrétně stupněm ekologické integrity (Burkhard et al., 2009). Vstupní data v této kapitole zahrnují aktuální míru fragmentace krajiny (rok 2012, viz výše) a vrstvu CORINE Land Cover. Každému typu krajinného pokryvu byla přiřazena příslušná hodnota ekologické integrity dle Burkharda et al. (2009). Výsledná interpretace ekologické hodnoty nefragmentované krajiny byla provedena dvěma způsoby – jednak expertním hodnocením na základě subjektivního vizuálního posouzení, a dále s využitím shlukové analýzy metodou „k-průměrů“.

#### 5.3.1 Expertní hodnocení

Cíl analýzy ekologické hodnoty fragmentované krajiny spočívá v nalezení krajinných celků, jejichž území charakterizuje nízká míra fragmentace a zároveň vysoká ekologická integrita. Právě na tato území by se měla soustředit současná územní ochrana přírody a krajiny za účelem zachování konektivity dosud nefragmentované krajiny. Odborný (objektivní) podklad pro vymezení takových území tvoří vybrané informace o velikosti teritoria velkých savců (Anděl et al., 2010), typologie středoevropské krajiny s využitím ekosystémových služeb a funkcí (Fňukalová, 2013) a interpretace výsledků fragmentace krajiny (Girvetz, et al., 2008, Jaeger et al., 2008).

Podkladovou vrstvu tvoří nefragmentované plochy, tj. území bez zástavby a silniční sítě. Každou plochu zastupuje jeden atributový řádek s jedinečným kódem (ID), kterému se postupně přiřazují další informace. Nejprve byla vypočtena rozloha jednotlivých ploch. Pomocí váženého průměru se každé ploše přiřadí hodnota míry fragmentace, která byla převedena do stejných jednotek (výstupy z *Effective mesh size* jsou uváděny v hektarech). Podle Burkharda et al. (2009) byl jednotlivým třídám krajinného pokryvu (CLC) přiřazen číselný údaj o jejich ekologické integritě. S takto upravenou vrstvou krajinného pokryvu bylo postupováno stejně jako v případě vrstvy fragmentace krajiny.

Výsledné údaje byly následně rozděleny do vhodných intervalů a kategorií. Výsledek slouží k jednoduché vizualizaci, proto byly zvoleny 3 kategorie (nízké, střední, vysoké vyjádření daného ukazatele). Podle Anděla et al. (2010) a Fňukalové (2013) byly určeny intervaly hodnot míry fragmentace a ekologické integrity znázorněné v tabulce 3. Následně byly jednotlivé kategorie sloučeny, čímž byla vytvořena finální podoba expertní klasifikace krajiny dle míry fragmentace a stupně ekologické integrity (tabulka 4).

**Tabulka 3: Kategorie vstupující do expertní klasifikace**

Míra fragmentace		Ekologická integrita	
Kategorie	Interval (km <sup>2</sup> )	Kategorie	Interval
1	0–20	1	0–17
2	20–100	2	17–24
3	100 a více	3	24 a více

Zdroj: Anděl et al. (2010), Fňukalová (2013), vlastní zpracování



**Tabulka 4: Kategorie expertní klasifikace**

Kategorie		Výsledná klasifikace	
Míra fragmentace	Ekologická integrita	Kód	Popis
1	1	1	vysoká frag., nízká ekol. integrita
1	2	2	vysoká frag., střední ekol. integrita
1	3	3	vysoká frag., vysoká ekol. integrita
2	1	4	střední frag., nízká ekol. integrita
2	2	5	střední frag., střední ekol. integrita
2	3	6	střední frag., vysoká ekol. integrita
3	1	7	nízká frag., nízká ekol. integrita
3	2	8	nízká frag., střední ekol. integrita
3	3	9	nízká frag., vysoká ekol. integrita

Zdroj: vlastní zpracování

### 5.3.2 Shluková analýza

Cílem shlukové analýzy je vymezit oblasti s nízkou mírou fragmentace krajiny a vysokou ekologickou integritou s využitím standardní opakovatelné metody. V této práci se využívá klasická vícerozměrná statistická metoda K-průměrů (Hebák et al., 2004), která dovoluje efektivně pracovat s větším množstvím objektů. Do analýzy vstupují dvě proměnné za účelem vymezit přesný počet shluků. Algoritmus výpočtu v programu STATISTICA postupuje zjednodušeně tak, že se v prvním kroku zvolí počet shluků, které se mají vymezit. Dále se stanoví počáteční středy shluků na základě uspořádání objektů podle vzdáleností a výběru objektů v konstantních intervalech. V posledním kroku se jednotlivé objekty přiřazují k středům shluků na základě jejich podobnosti, čímž se postupně rozdělují do shluků (proces probíhá v několika iteracích).

Jako základní vrstva se ve shlukové analýze používá síť čtverců o rozměru 1 km<sup>2</sup>, která zároveň slouží k výpočtu míry fragmentace krajiny. Každý jeden čtverec slouží jako soubor dat vstupující do analýzy, proto se k hodnotě míry fragmentace připojí hodnota ekologické integrity. Údaje o ekologické integritě (viz výše) zajišťuje vrstva CLC a její jednotlivé kategorie. Pomocí váženého průměru (protnutí s vrstvou čtverců) se ekologická integrita vypočte pro jednotlivé čtverce. Aby se různé hodnoty s odlišnými měřítky mohly porovnat, provádí se nejprve standardizace vstupních proměnných. Jednoduchou metodu standardizace pomocí z-skóre ukazuje vzorec, kde Z je hledaná standardizovaná hodnota (Zvára, 2000):

$$Z = \frac{\text{hodnota} - \text{průměr}}{\text{směrodatná odchylka}}$$

Nepatrný problém činí hraniční oblasti, kde hranice státu rozděljuje čtverec na menší části. Pro malou část na hranici zájmového území se často vypočte nesmyslně vysoká hodnota míry fragmentace krajiny. Odstraněním těchto ploch o rozloze řádově desetin kilometru čtverečního se celkový výsledek ovlivní jen minimálně. Po této úpravě dosahují hodnoty fragmentace maximálně 100 000 ha.

Po provedení standardizace a exportu atributové tabulky byla pomocí programu STATISTICA provedena shluková analýza. Postupně bylo vymezeno 3 až 7 shluků s údaji o průměru, rozptylu a směrodatné odchylce. Číslo shluku se díky stejnému kódu v tabulkách opětovně přiřadí čtvercům základní vstupní vrstvy. Podle charakteristik jednotlivých shluků (především průměru) se shlukům přiřadí číslo kategorie od nejhodnotnější části krajiny (viz tabulky v příloze 1).

### 5.3.3 Detekce prioritních ploch

Cílem poslední metodické kapitoly je vymezení souvislých ploch v krajině, které splňují tři podmínky – a to vysokou hodnotu ekologické integrity, nízkou míru fragmentace krajiny a zároveň území nesmí podléhat územní legislativní ochraně (především zvláště chráněná území). Hledání oblastí splňujících uvedené podmínky probíhá nad oběma výsledky výše uvedených analýz a má několik cílů. Prvním a druhým cílem je zjistit nejcennějších oblastí vymezené na základě expertní a shlukové analýzy. Třetí cíl představuje rozšíření nejcennějších oblastí o méně hodnotná území, která vymezuje shluková analýza (viz níže), a čtvrtý cíl je založen na hledání oblastí bez kontaktu s ochranou přírody.

V dřívější kapitole (5.3.1) bylo provedeno vymezení nejhodnotnějších lokalit dle stupně ekologické integrity. Podle expertní metody jim odpovídají kódy 8 a 9 z výsledné klasifikace (viz tabulka 4). Vymezené plochy se rozdělí podle polohy a příslušnosti k chráněným územím, do oblastí s unikátním ID pro každou oblast. Oblasti se následně spojí v jedno území. Tímto se dosáhne vymezení prostorově ucelených lokalit, kterým lze přiřazovat další atributy (např. rozloha území, název, typ zvláště chráněného území). Téměř vždy se lokalita překrývá s více typy chráněného území, ve výsledné tabulce se uvádí typ s největším místním významem (často uvedený typ plošně převažuje). Pokud se celé hodnotné území nachází mimo chráněné oblasti, je oblastem přiřazen název místního sídla (lokality).

Dále byla hodnocena míra územní ochrany. Vrstva chráněných území se skládá z maloplošných a velkoplošných chráněných území a oblastí Natura 2000 (zákon č. 114/1992 Sb.). Jednotlivým vstupním vrstvám se přiřadí nový atributový sloupec s unikátním jménem (tabulka 5) a stejnou hodnotou 1 pro všechny plochy chráněných oblastí. Po sloučení vrstev všech kategorií územní ochrany se sečtením hodnot z atributových sloupců zjistí počet překryvů, a tím i kolik výše uvedených nástrojů ochrany přírody daný prostor chrání.

**Tabulka 5: Rozkódování oblastí ochrany přírody**

Maloplošné chráněné území	Kod_MCHU
Velkoplošné chráněné území	Kod_VCHU
Natura 2000 – ptačí oblasti	Kod_NaPO
Natura 2000 – evropsky významné lokality	Kod_NaEVL

Zdroj: vlastní zpracování

Na závěr byla porovnána přírodně hodnotná území s plochami již chráněnými a odstraněny zbytkové lokality menší než 10 km<sup>2</sup>. U vymezených oblastí s vysokou ekol. integritou a bez legislativní ochrany byla porovnána aktuální plocha s původní rozlohou tak, aby byl zjištěn procentuální rozsah nechráněné nefragmentované krajiny.

Výše zmíněný popis uvádí postup detekce hodnotných ploch vymezených expertní metodou. Vymezení hodnotných lokalit na základě shlukové analýzy se liší pouze v několika bodech. Objektivní shlukovou analýzu zastupují kódy jednotlivých shluků z celkového počtu pěti shluků (výsledek odpovídající nejpřesněji požadavkům, blíže viz příloha P1c). Poněvadž základní výstup shlukové analýzy reprezentuje síť čtverců, musí se nejprve vybrané sousedící pole sítě spojit v jednu plochu. Nejcennější oblasti se omezí pouze na shluk 1, jehož hodnoty nejvíce odpovídají vysoké kvalitě krajiny (vážený průměr pro EMS = 3,7 a pro ekol. integritu = 0,7). Dále byly nejcennější lokality (shluk 1) rozšířeny o část shluku 5. Ze shluku číslo 5 (druhé nejcennější kategorie podle kvality krajiny) se použije pouze taková část, která splňuje dvě podmínky, a to kontakt s chráněnými oblastmi nebo velikost 100 a více km<sup>2</sup>. Protože se jedné o více fragmentovanou krajinu (EMS = 0,07), která stále disponuje vysokou kvalitou (ekol. integrita = 1,2), byl shluk 5 omezen právě těmito dvěma podmínkami. Dále byly zdůrazněny cenné lokality bez kontaktu s chráněným územím, které by mohly sloužit jako nášlapné kameny při migraci druhů (MacArthur a Wilson, 1967). Z důvodu věrnějšího zastoupení skutečně kvalitní krajiny byla všem výsledným územím vytyčena minimální rozloha 10 km<sup>2</sup>.

V následujících krocích se analýza shoduje s výše uvedeným postupem. Jednotlivé lokality se řadí podle jedinečného kódu do oblastí, jimž se přiřadí základní prostorové informace (vyhledávání pomocí atributů a lokalizace). Oblasti jsou odstupňované do tří vrstev podle své přírodní hodnoty. Závěrečným krokem posouzení nefragmentovaných hodnotných částí krajiny je porovnání prostorového přesahu s územním systémem ekologické stability (ÚSES). Tento systém však vykazuje řadu nejasností z hlediska reálné funkčnosti a účelné ochrany, proto jsou finální výsledky prezentovány bez zahrnutí ÚSES, jež slouží pouze k upřesnění a zamyšlení. ÚSES doplňuje ještě jedna forma obecné ochrany přírody a krajiny, a to přírodní parky. Přírodní parky (PP) se vymezují především na ochranu krajinného rázu a podobně jako ÚSES spíše doplňují stávající chráněná území. Na závěr se vymezená území ještě charakterizují z hlediska podílu migračně významných území a migračních koridorů.

## Kapitola 6

### Výsledky práce

#### 6.1 Vývoj fragmentace krajiny v letech 1920–2020

Vývoj fragmentace odráží rozvoj silniční infrastruktury a plošný nárůst sídel. Změny v míře fragmentace lze nejnázorněji vyjádřit pomocí indexů porovnávajících vždy dva sousední roky. Za období od roku 1920 do roku 1971 však nemá smysl vývoj fragmentace příliš detailně hodnotit, neboť za uvedené období došlo k několikanásobnému překlasifikování silniční sítě, významně se změnil její fyzický charakter a zároveň se neporovnatelně rozvinula míra dopravní zátěže, která představuje zásadní složku celkového bariérového efektu. Proto je dynamika míry fragmentace podrobněji zkoumána až od roku 1971 do současnosti, včetně zhodnocení budoucího vývoje do roku 2020.

Vypočtený index fragmentace krajiny (Meff) vykazuje nejvyšší hodnoty různě po celé České republice, nelze proto přesně vymezit širší oblasti s maximální změnou. Maximální hodnoty Meff (záporné, či kladné), jež souvisí zejména s velikostí nefragmentované plochy, se přirozeně vyskytují uprostřed lokalit a k jejich okraji se snižují. Na lokality vymezené na obrázcích dokumentujících vývoj míry fragmentace se proto musí nahlížet jako na celek. Liniové struktury zobrazované indexy odrážejí změnu třídy silnice během sledovaného období. Výsledky vývojových indexů se musí brát s rozvahou a v kontextu s charakterem a kvalitou vstupních dat (blíže viz diskuze).

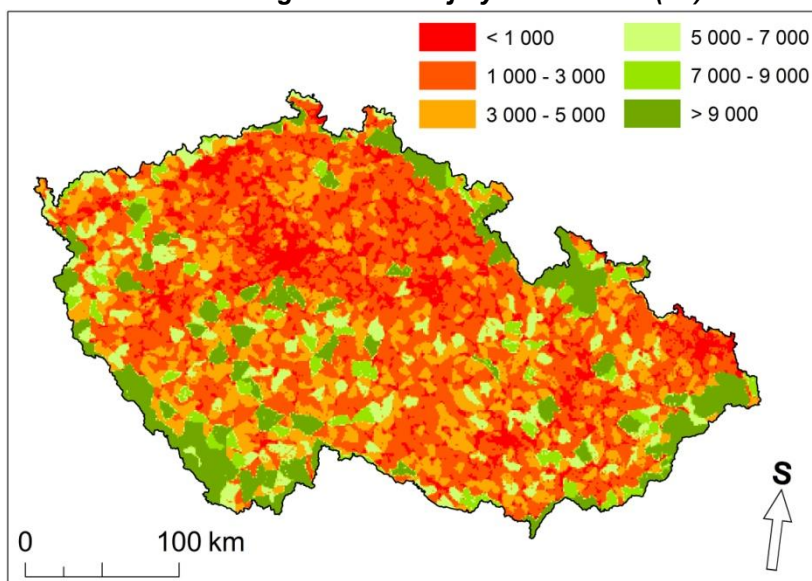
V roce 1920 se na území ČR nacházela poměrně hustá silniční síť. Silnice se klasifikovaly pouze do dvou kategorií, na silnice první třídy a ostatní. Největší míra fragmentace<sup>2</sup> (pouze jednotky hektarů) se podle obrázku (20) nacházela v širším okolí pražské aglomerace, v Severočeské pánvi a v okolí Ostravy, Brna, Hradce Králové a Plzně. Velmi fragmentovaná byla již v roce 1920 celá severní polovina Čech, z nichž výrazně vystupovala příhraniční pohoří Krkonoš a Jizerských a Orlických hor. Zajímavý ostrov uprostřed fragmentované krajiny severních Čech tvořilo Ralsko. Přirozeně málo fragmentovaná byla další pohoří na hranicích republiky (Jeseníky, Západní Karpaty a Šumava). Na první pohled méně fragmentovanou

---

<sup>2</sup> Při hodnocení míry fragmentace krajiny je důležité si uvědomit, že zvyšující se míru fragmentace reprezentuje zmenšující se výsledná rozloha. To znamená, že pokud vypočtená rozloha poklesne, míra fragmentace se zvýší.

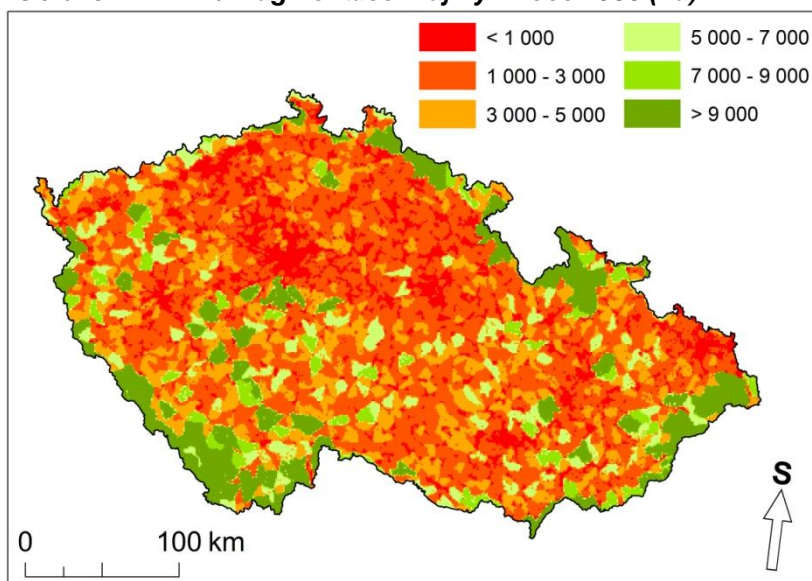
krajinu tvořila jižní polovina středních Čech a celé jižní Čechy, kde byla zatím vybudována jen poměrně řídká silniční síť. Vývoj silniční sítě v oblasti jižních Čech během období 1920–1936 potvrzuje index změny, který jasně vymezuje místa, kde se projevíly změny v silniční síti. Právě v této oblasti docházelo postupem času k nárůstu míry fragmentace a rozpadu větších, dosud nefragmentovaných ploch (obrázek 21). Za první republiky lze předpokládat výrazně nižší bariérový efekt silniční sítě, přestože hustota cestní sítě dosahovala vyšších hodnot než v současné době. V českých zemích převažovaly silnice tvořené prašnou vozovkou z přírodních materiálů. Nízká intenzita provozu navíc nevyžadovala zásadní prvky bezpečnosti na komunikacích (například oplocení). Menší šířka silnice odpovídala velikosti a rychlosti projíždějících automobilů.

**Obrázek 20: Míra fragmentace krajiny v roce 1920 (ha)**



Zdroj: CORINE Land Cover (rok 1970); Churaň, 2010; vlastní zpracování

**Obrázek 21: Míra fragmentace krajiny v roce 1936 (ha)**

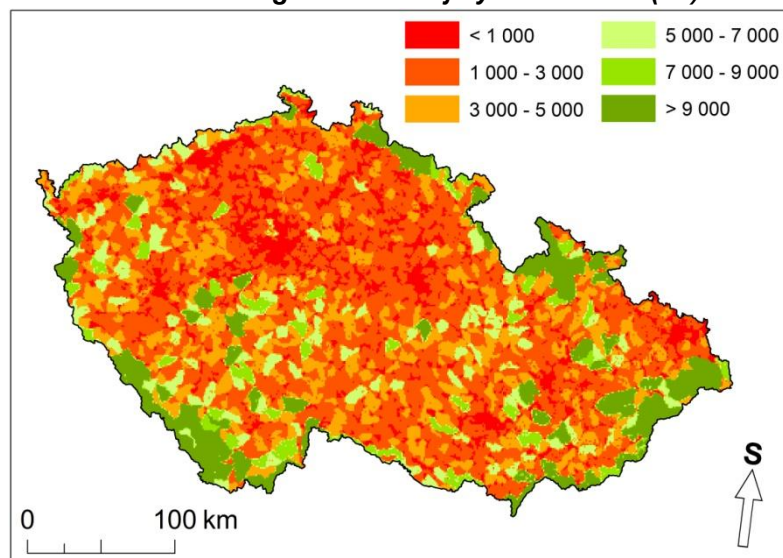


Zdroj: CORINE Land Cover (rok 1970); Churaň, 2010; vlastní zpracování

Po druhé světové válce došlo ke zdánlivému poklesu míry fragmentace vzhledem k odlišné klasifikaci silniční sítě v roce 1950. Právě v tomto roce se totiž do map silniční sítě poprvé přidávala kategorie 3. třídy (silnice místního významu). Zároveň se však na celkové změně projeví i reálné výstavby nových komunikací. K zakládání nových komunikací docházelo po celé republice, nejvíce v okolí Prahy, Českých Budějovic, Brna a Náchodu.

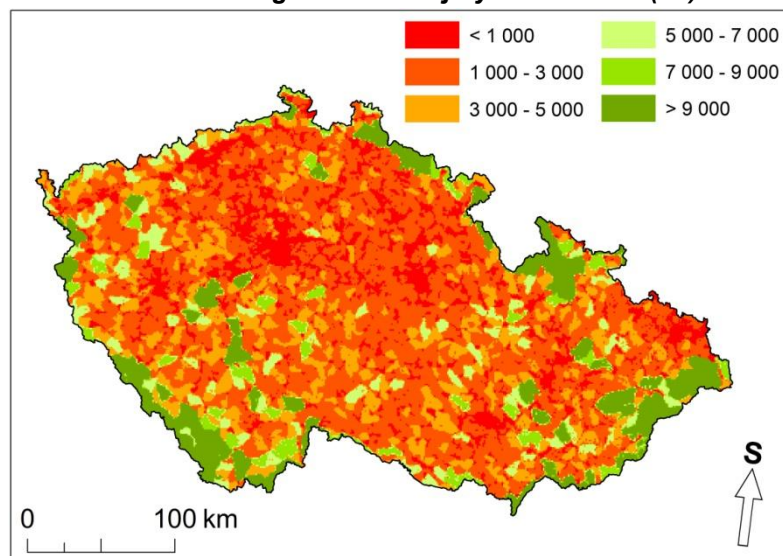
Poměrně markantně se v období 1950–1960 projevoval nárůst fragmentace ve východních Čechách a východní části středních Čech (obrázek 22 a 23). Vytvořil se tak pás velmi fragmentovaného území, kde se zhoršovala prostupnost krajiny. V jižních Čechách se naopak některé silnice rušily kvůli výstavbě přehrad Vltavské kaskády (Orlík, Lipno), čímž se míra fragmentace zmenšovala. Zmenšení míry fragmentace a omezení silničního provozu se týkalo také vojenských újezdů zakládaných v 50. letech minulého století a pohraničí, kde se rušily silnice v okolí státních hranic.

**Obrázek 22: Míra fragmentace krajiny v roce 1950 (ha)**



Zdroj: CORINE Land Cover (rok 1970); Churaň, 2010; vlastní zpracování

**Obrázek 23: Míra fragmentace krajiny v roce 1960 (ha)**

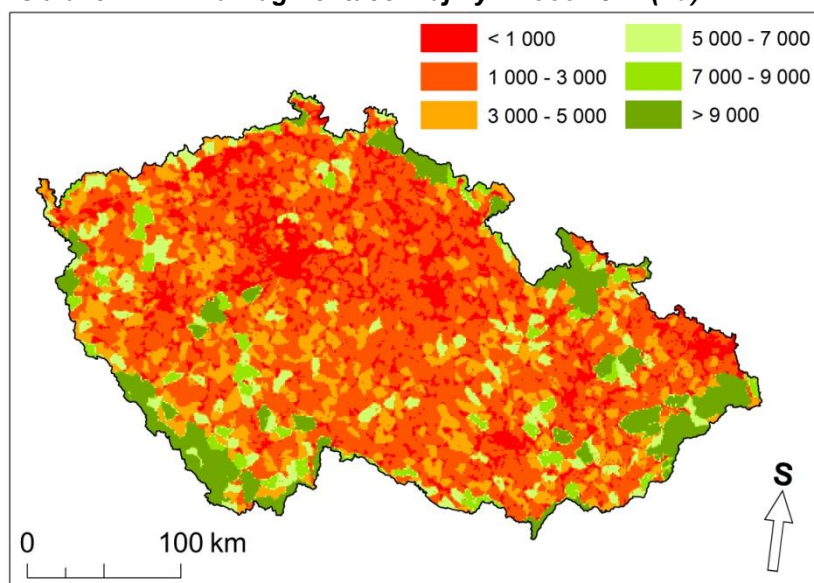


Zdroj: CORINE Land Cover (rok 1970); Churaň, 2010; vlastní zpracování



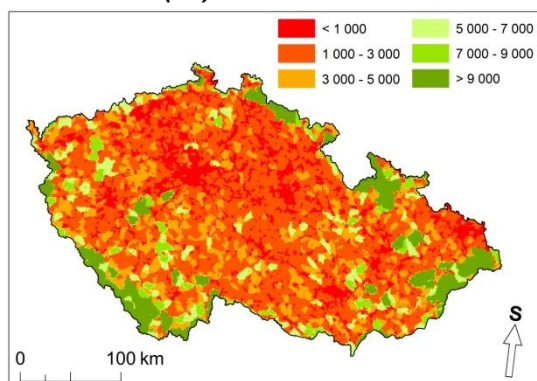
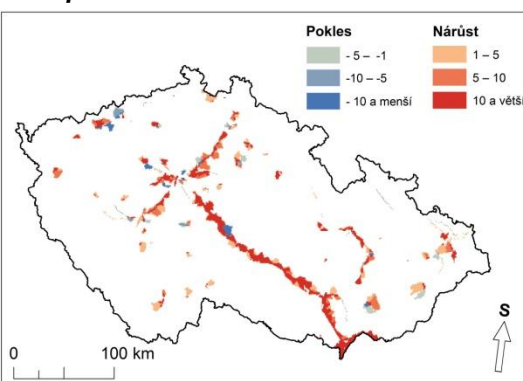
Do roku 1971 (obrázek 24) se málo fragmentované oblasti postupně zmenšovaly a omezily se na již zmíněná pohraniční pohoří. Ve vnitrozemí se v roce 1971 nacházelo několik oblastí s velmi nízkou mírou fragmentace (nad 9 tis. ha Brdy, Třeboňsko, Libavá, Chřiby). V jižní polovině Čech reprezentuje méně fragmentované oblasti zaříznuté údolí Vltavy, které v té době narušovala jen řídká silniční síť. Mezi roky 1960 a 1971 se právě v tomto území projevilo zvýšení míry fragmentace o desítky procent. V období 1960–1971 se mimo jiné projevovala změna míry fragmentace vlivem rozvoje povrchové těžby v Severočeské pánvi a rozvoje silniční dopravy v oblasti jižní Moravy, kde se nárůst míry fragmentace pohyboval mezi 20 až 60 %.

**Obrázek 24: Míra fragmentace krajiny v roce 1971 (ha)**



Zdroj: CORINE Land Cover (rok 1970); Churaň, 2010; vlastní zpracování

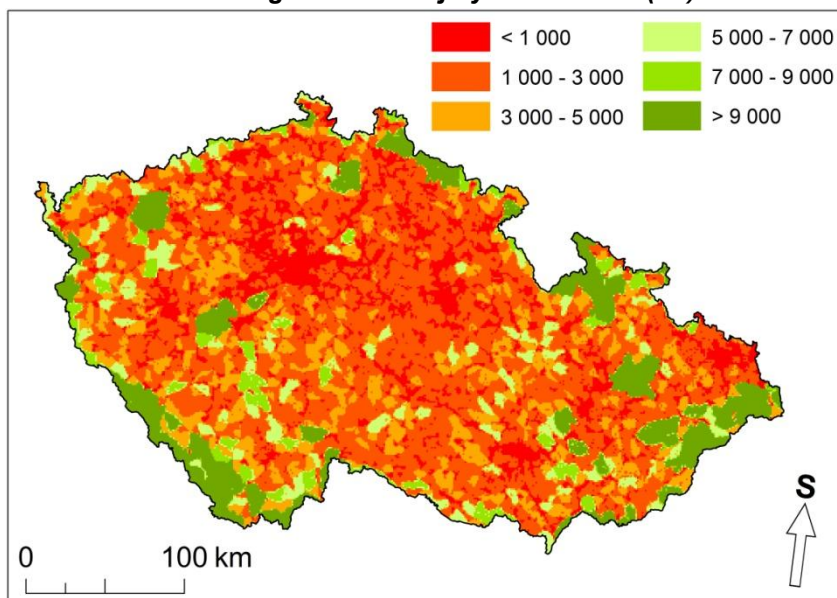
Zásadním rozdílem ve vývoji fragmentace krajiny ČR mezi roky 1971 a 1985 se stalo otevření celé dálnice D1 ve směru Praha – Brno – Bratislava. Otevření dálnice bylo prakticky jedinou hlavní změnou ve vývoji fragmentace krajiny v těchto letech (obrázek 26). Nejen výstavba samotné dálnice, ale i na ni navázaný rozvoj zástavby způsobil nárůst míry fragmentace zhruba o tisíc hektarů. Dálnice opouštějící na Břeclavsku území republiky způsobovala zvýšení míry fragmentace krajiny v této oblasti až o 10 tis. hektarů. Oblast Břeclavi byla navíc rozdělena na dvě poloviny, z nichž jižní polovina dosahovala již pouze průměrné hodnoty míry fragmentace (obrázek 25). Nedocházelo však jen k nárůstu, ale i k poklesu míry fragmentace, a to severně od Humpolce, kde se vlivem výstavby dálnice uzavřelo několik silnic (rozdíl činí až 1 500 ha). Dále se mezi lety 1971–1985 projevila výstavba rychlostní silnice směrem na Liberec a Příbram. Na Moravě byla otevřena silnice vedoucí z Vyškova přes Olomouc až do Zábřehu. V tomto období se zvyšovala míra fragmentace hlavně vlivem změny silniční sítě, kterou doplňoval rozvoj průmyslových zón vázaných na hlavní dopravní koridory.

**Obrázek 25: Míra fragmentace krajiny v roce 1985 (ha)****Obrázek 26: Index změny míry fragmentace v % pro období 1971/1985**

Poznámka: Bílá místa u indexu představují území se zanedbatelnou změnou.

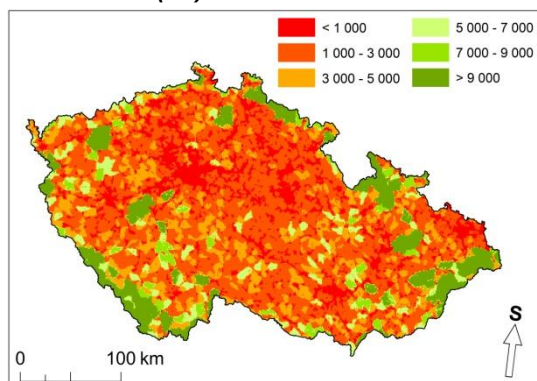
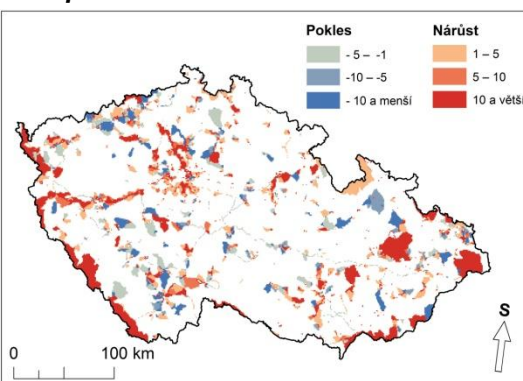
Zdroj: CORINE Land Cover (rok 1970); Churaň, 2010; vlastní zpracování

V období po revoluci se výrazně projevoval rozmach suburbanizace, která způsobuje zvýšení míry fragmentace na lokální úrovni. Změna rozlohy zástavby během let 1970–1990 činí přes 170 km<sup>2</sup>. Na mapách se začaly poprvé výrazně objevovat vojenské újezdy (především kvůli neveřejné evidenci silniční sítě na jejich území; obrázek 27). V letech 1991–2001 pokračoval rozvoj silniční sítě (dálnice D5: Praha–Plzeň–Rozvadov, D8: Praha–Hradec Králové, D11: Praha–Teplice–hranice s Německem) a na ni vázaný rozvoj území (obrázky 28 a 29). Naopak uzavření několika silnic vedlo k poklesu míry fragmentace v Hrubém Jeseníku (obrázek 29). Vlivem těžby se pokles míry fragmentace projevuje také na některých místech v severních Čechách.

**Obrázek 27: Míra fragmentace krajiny v roce 1991 (ha)**

Zdroj: CORINE Land Cover (rok 1990); Hudeček, 2008; vlastní zpracování

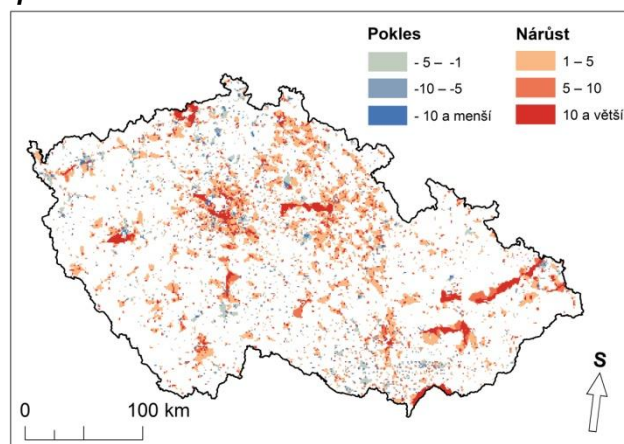


**Obrázek 28: Míra fragmentace krajiny v roce 2001 (ha)****Obrázek 29: Index změny míry fragmentace v % pro období 1991/2001**

Poznámka: Bílá místa u indexu představují území se zanedbatelnou změnou.

Zdroj: CORINE Land Cover (rok 1990); Hudeček, 2008; vlastní zpracování

Změnu míry fragmentace zhruba za posledních deset let představuje obrázek 30. Nedochází prakticky k žádnému poklesu míry fragmentace, naopak se míra zvyšuje zejména vlivem suburbanizace a dostavby dalších úseků dálniční sítě. K rozvoji suburbanizace dochází klasicky v zázemí Prahy a dalších větších měst (Brno, Plzeň, České Budějovice). Nadále se zvyšuje míra fragmentace ve východních a severovýchodních Čechách. Otevírají se nové úseky dálnic směrem na Ostravu, Hradec Králové a České Budějovice. Větší změny způsobuje také výstavba dálnice směřující z Prahy přes Teplice do Německa.

**Obrázek 30: Index změny míry fragmentace v % pro období 2001/2012**

Poznámka: Bílá místa představují území se zanedbatelnou změnou.

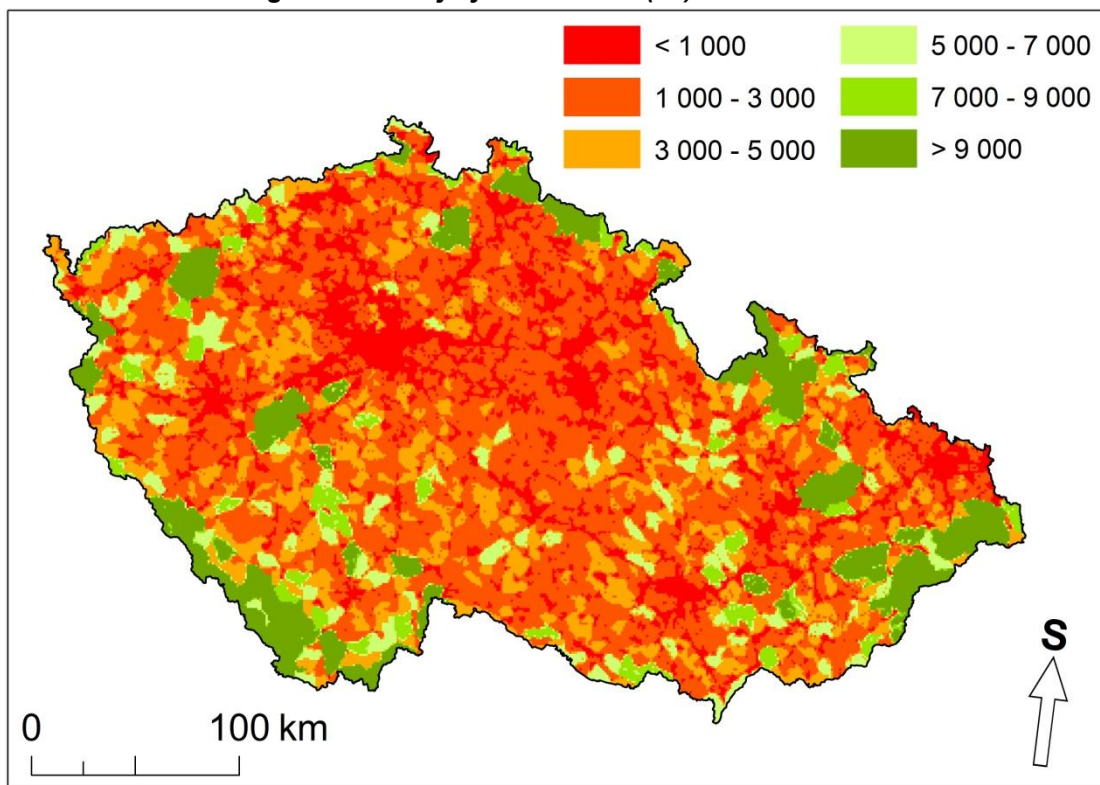
Zdroj: vlastní zpracování

V současné době (rok 2012) vykazuje téměř polovina rozlohy krajiny České republiky vysokou míru fragmentace (obrázek 31). Nejvíce fragmentovaná území se nacházejí v oblasti již několikrát zmíněných větších měst a v jejich přilehlém okolí. Jedná se o vysoce suburbanizovaná území s vysokou hustotou sídel a silniční sítě. Další místa s vysokou mírou fragmentace se nacházejí podél hlavních dopravních koridorů a na ně vázaných průmyslových zón. Nejvíce fragmentovanou krajinu vykazují střední, severní (kromě oblasti Ralska) a východní Čechy, na Moravě pak Ostravsko a okolí Brna. Větší část krajiny ČR tak tvoří

mozaika více či méně fragmentovaných ploch. Jedná se spíše o periferní oblasti na rozmezí Čech a Moravy a okrajové oblasti vzdálenější od regionálních center.

Naopak nejméně fragmentované oblasti představují vyšší pohoří a území vojenských újezdů. Oblasti Krkonoš, Šumavy, Hrubého Jeseníku a Moravskoslezských Beskyd odolávají fragmentaci díky menšímu potenciálu ve využití krajiny (řídce osídlení, téměř bez průmyslu) i relativně velkým územím, která jsou zařazena do některé z kategorií ochrany přírody a krajiny (národní parky, chráněné krajinné oblasti).

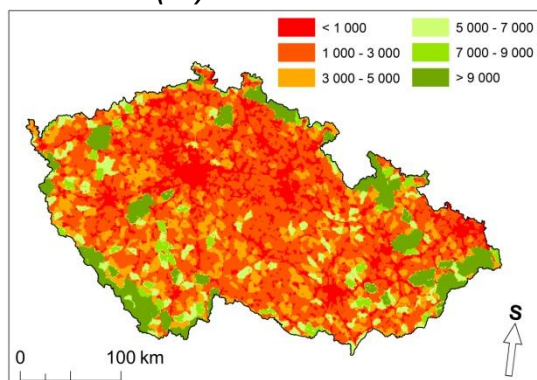
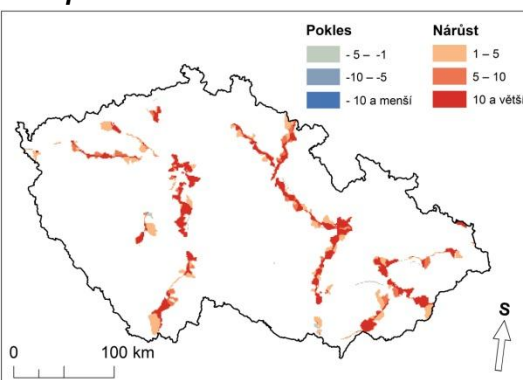
**Obrázek 31: Míra fragmentace krajiny v roce 2012 (ha)**



Poznámka: Kompletní mapa je uvedena v příloze P2a.

Zdroj: CORINE Land Cover (rok 2006); Hudeček, 2008; vlastní zpracování

Na základě předpokládaného rozšíření silniční sítě do roku 2020 byla vytvořena predikce možného vývoje fragmentace krajiny v roce 2020 (obrázek 32). Nejvýraznější změnou byl předpoklad dokončení dálnice a rychlostní komunikace z Hradce Králové ke státním hranicím s Polskem a výstavby navrhované rychlostní komunikace spojující Hradec Králové a Olomouc vedoucí přes CHKO Český ráj. Nárůst míry fragmentace nadále způsobí rychlostní silnice směřující z Prahy do Karlových Varů, z Břeclavi do Zlína nebo ze Zlína přes Vizovické vrchy na hranice se Slovenskem. Počítá se také s dokončením dálnice spojující Prahu s Českými Budějovicemi a dálnice vedoucí přes Teplice k německým hranicím. Právě dálnice vedená skrze České Středohoří způsobí překvapivě pouze nepatrné změny v míře fragmentace krajiny (řádově 100 ha, obrázek 33).

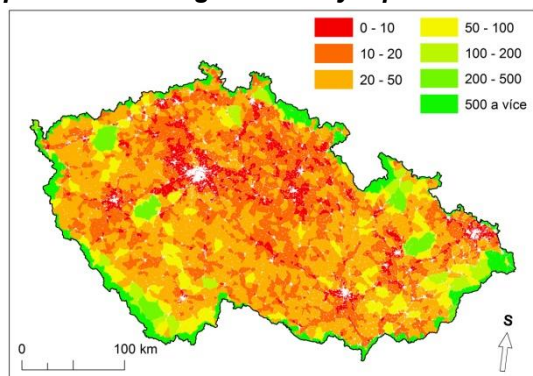
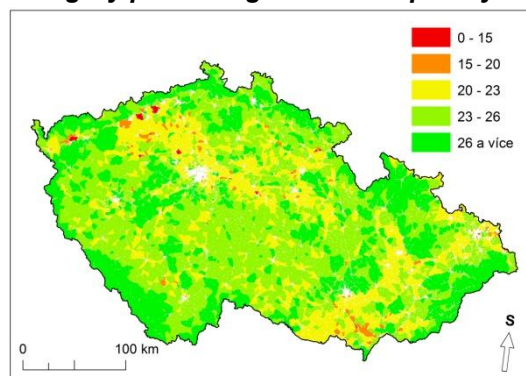
**Obrázek 32: Míra fragmentace krajiny v roce 2020 (ha)****Obrázek 33: Index změny míry fragmentace v % pro období 2012/2020**

Poznámka: Bílá místa představují území se zanedbatelnou změnou míry fragmentace. Kompletní mapa indexu je uvedena v příloze P2b.

Zdroj: CORINE Land Cover (rok 2006); Hudeček, 2008; vlastní zpracování

## 6.2 Přírodní hodnoty současné nefragmentované krajiny

Po vývoji míry fragmentace se v další části této práce přistupuje ke kvalitativnímu hodnocení nefragmentované krajiny. Výsledky expertní analýzy vycházejí ze současné míry fragmentace a z průměrné hodnoty ekologické integrity přiřazené nefragmentovaným plochám (obrázky 34 a 35). Obrázek 35 ukazuje překvapivě vysokou kvalitu nefragmentovaných ploch, ve kterých se vyskytuje jen minimum oblastí s nízkou ekologickou integritou (především severočeská krajina ovlivněná povrchovou těžbou). Na základě generalizace těchto dvou výstupů (blíže viz metodika) byla vytvořena typologie české krajiny. Nejhodnotnější celky nefragmentované krajiny představují dvě poslední třídy s nízkou mírou fragmentace a střední, respektive vysokou průměrnou hodnotou ekologické integrity (středně a tmavě zelená barva na obrázku 36). Hledané lokality se nacházejí zejména v pohraničí (Pošumaví, Krkonoše, Jesenicko, Beskydy atd.). Vnitrozemské oblasti reprezentují současné i bývalé vojenské újezdy (Hradiště, Brdy, Ralsko, Libavá), Třeboňsko, či Hostýnské vrchy. Ochranný význam krajiny vojenských újezdů potvrzuje vyhlášení prvků soustavy Natura 2000 (ptačí oblasti, evropsky významné lokality) a maloplošných zvláště chráněných území.

**Obrázek 34: Míra fragmentace krajiny (km<sup>2</sup>) přiřazená nefragmentovaným plochám****Obrázek 35: Průměrná hodnota ekologické integrity pro nefragmentované plochy**

Poznámka: Kompletní mapy jsou uvedeny v přílohách P2c a P2d.

Zdroj: vlastní zpracování

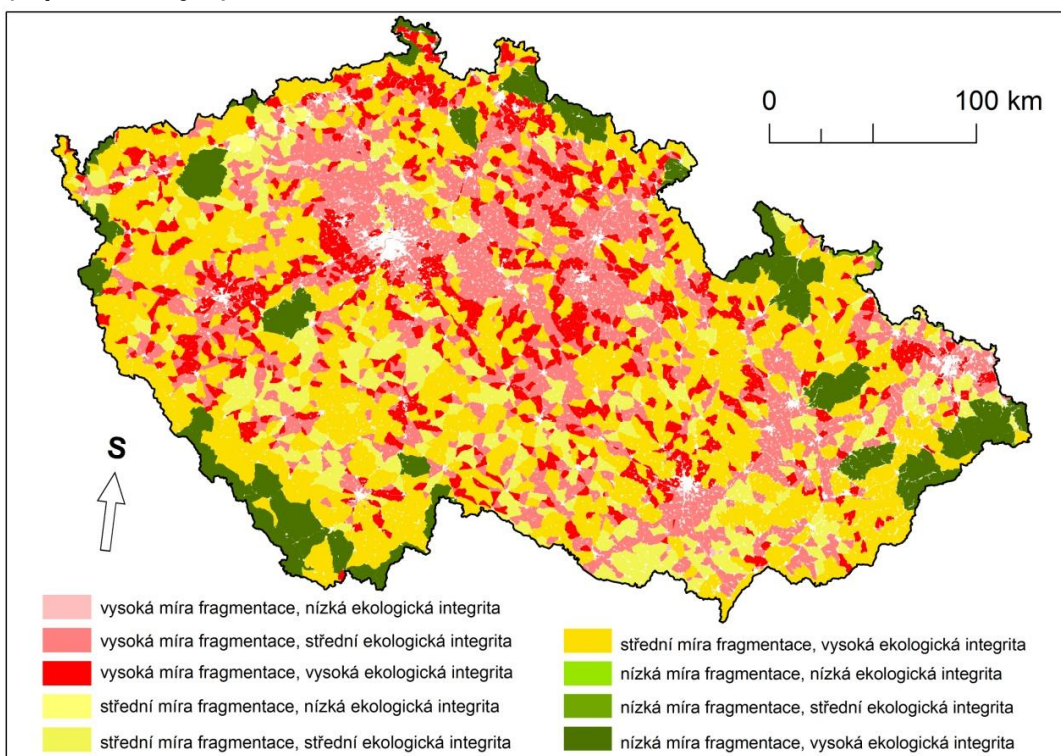
Druhá metoda hledání cenných ploch vychází ze shlukové analýzy. Výsledky na obrázku 37 opět upozorňují na hodnotné oblasti příhraničních pohoří vojenských újezdů. Nejcennější lokality (shluk 1) disponují menší rozlohou, než v případě expertní analýzy. Naopak druhé nejcennější oblasti (shluk 2) jsou více roztříštěné a mají daleko větší celkovou rozlohu.

Výsledky obou analýz shodně ukazují na významnou nefragmentovanou krajinu vojenských újezdů (VÚ). Činností armády vzniká krajinná mozaika s porosty dřevin a křovin střídajících se s množstvím stálých a periodických tůň. Pravidelné disturbance (dopad munice, pojezd těžké techniky) udržují cenné biotopy v různých fázích sukcese, což využívá značné množství živočichů. Největší VÚ Hradiště neboli oblast Doupovských hor se nachází v severozápadních Čechách. Oblast VÚ Hradiště je významnou součástí Evropské ekologické sítě (EECONET), poněvadž jeho celé území zaujímá nadregionální biocentrum. Zároveň se zde nachází ptačí oblast Doupovské hory (Petříček a Plesník, 2007). Druhý největší VÚ Libavá ležící východně od Olomouce má rozlohu přes 32 tis. ha. Na území Libavé je vymezena stejnojmenná ptačí oblast a evropsky významná lokalita. Hodnotu krajiny zde podporuje vymezená kostra ekologické stability (KES) zabírající cca 32 % celkového území (Friedl, 2007). V dnešní době nejvíce diskutovanou část české krajiny představuje VÚ Brdy, který patří mezi oblasti s nejrozsáhlejším zalesněním ve vnitrozemí ČR (Fischer a Sedláček, 2007). Vznik rozsáhlých odlesněných ploch s mozaikovitým výskytem keřů vytváří příhodné podmínky pro život plazů, obojživelníků a ptáků. Vysokou biodiverzitu ptačích druhů ve VÚ Brdy podporuje absence zemědělské výroby a mozaikovitá struktura krajiny. Bohatství přírodního prostředí se odráží v hojném výskytu savců. Kromě typických lesních druhů zvěře se zde vyskytují i vzácné druhy netopýrů a větších šelem (Forchsamová, 2012). Plošně méně rozsáhlé oblasti představují vojenské újezdy Březina (severně od Brna) a Boletice (na jihu Šumavy). Kvalitu krajiny VÚ Boletice podporuje její zařazení mezi evropsky významné lokality (s plochou přes 20 tis. ha).

Ze zrušených vojenských újezdů z roku 1991 (Ralsko, Mladá, Dobrá Voda) se dochovala hodnotná krajina pouze ve VÚ Ralsko. Zde se ale výrazně projevil vliv armády na životní prostředí. Podrobný průzkum potvrdil masivní znečištění podzemní vody, půdy a povrchu, což poškodilo životní prostředí s velmi bohatou biodiverzitou (Petříček a Plesník, 2007). Na území Ralska se v současnosti nachází ptačí oblast Českolipsko–Dokeské pískovce a mokřady, kterou doplňuje a navíc částečně překrývá evropsky významná lokalita Jestřebsko–Dokesko.



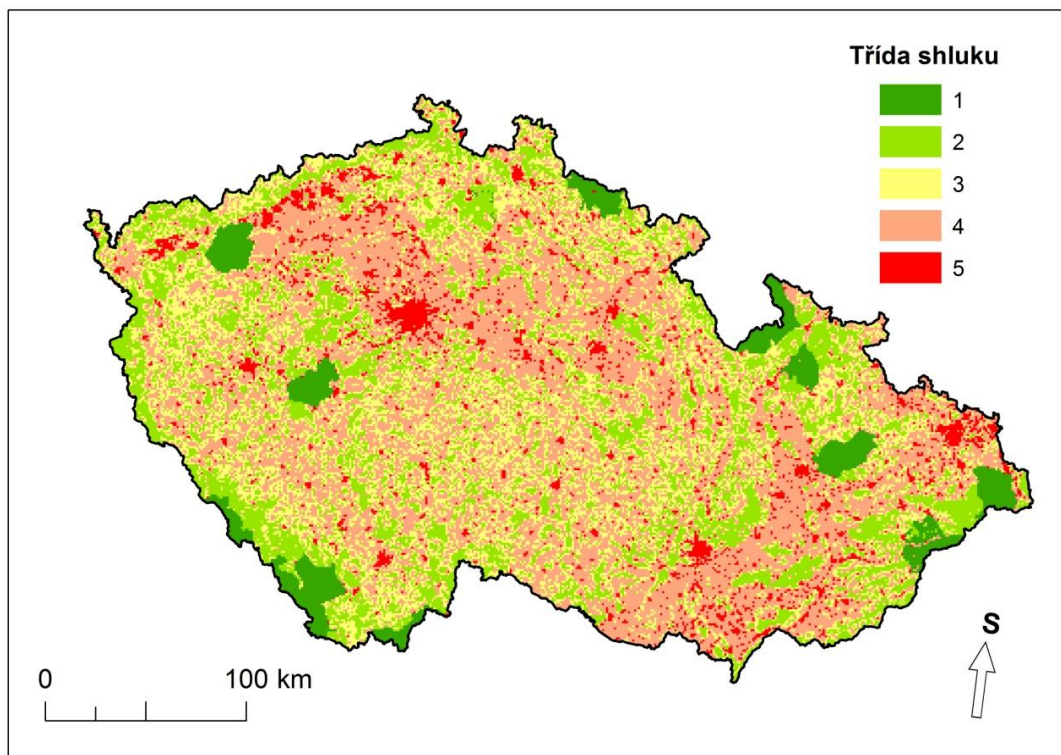
**Obrázek 36: Typologie české krajiny dle míry fragmentace a ekologické integrity (expertní analýza)**



Poznámka: Kompletní mapa je uvedena v příloze P2e.

Zdroj: vlastní zpracování

**Obrázek 37: Typologie české krajiny dle míry fragmentace a ekologické integrity (shluková analýza)**

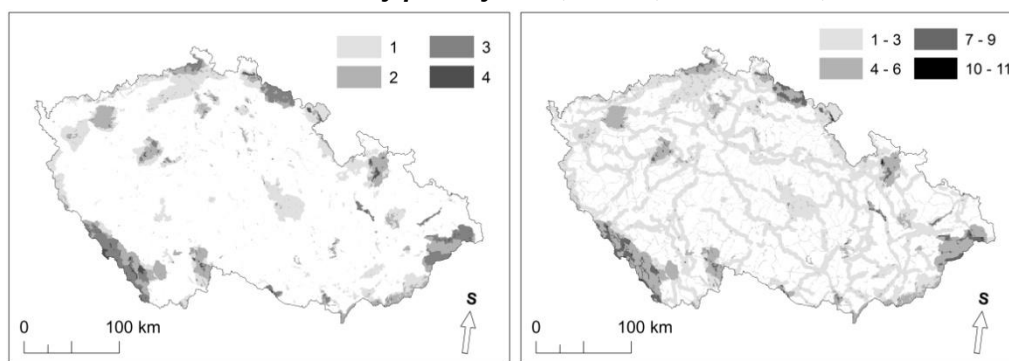


Poznámka: Kompletní mapa je uvedena v příloze P2f.

Zdroj: vlastní zpracování

Poslední část výzkumu současné české krajiny vychází z výsledků expertní i shlukové analýzy. Výsledky představují mapy s vybranými hodnotnými oblastmi porovnané se stupněm územní ochrany přírody (zvláštní ochrana přírody, ÚSES; obrázek 38). Dále byly vymezené oblasti charakterizované pomocí zpětného překrytí s vrstvou krajinného pokryvu, procentuálního zastoupení migračně významných území (MVÚ) a hustoty migračních koridorů (MK). Bližší informace o ÚSES, MVÚ, MK a jejich vymezení shrnuje Zýka (2012).

**Obrázek 38: Kumulace ochrany přírody – NP, CHKO, Natura 2000, ÚSES**



Poznámka: Na druhém obrázku je rozšíření chráněných ploch o ÚSES. Čím větší číslo, tím větším počtem typů chráněných ploch je území opatřeno. Mapa bez ÚSES v příloze P2g.

Zdroj: AOPK, 2014; vlastní zpracování

Zajímavé porovnání kumulace ochrany přírody z hlediska rozlohy podává tabulka 6. Zvláště chráněné plochy a soustava Natura 2000 mají dohromady rozlohu téměř 17 tis. km<sup>2</sup>. Pokud se k těmto plochám přidá ÚSES, celková plocha se zdvojnásobí a dosáhne hodnoty přes 36 tis. km<sup>2</sup> (téměř polovina rozlohy ČR). Alespoň jedním druhem chráněných ploch je chráněno 9 tis. km<sup>2</sup>, či 18 tis. km<sup>2</sup> krajiny ČR při započtení ÚSES.

**Tabulka 6: Kumulace ochrany přírody vyjádřena plochou**

Kumulovaný počet	Plocha (km <sup>2</sup> )	Kumulovaný počet s ÚSES	Plocha (km <sup>2</sup> )
1	9 006	1	18 069
2	4 858	2	5 613
3	2 717	3	4 068
4	342	4	2 939
		5	2 050
		6	1 841
		7	1 011
		8	376
		9	83
		10	35
		11	0

Poznámka: Kategorie 11 zaujímá pouze několik metrů čtverečních.

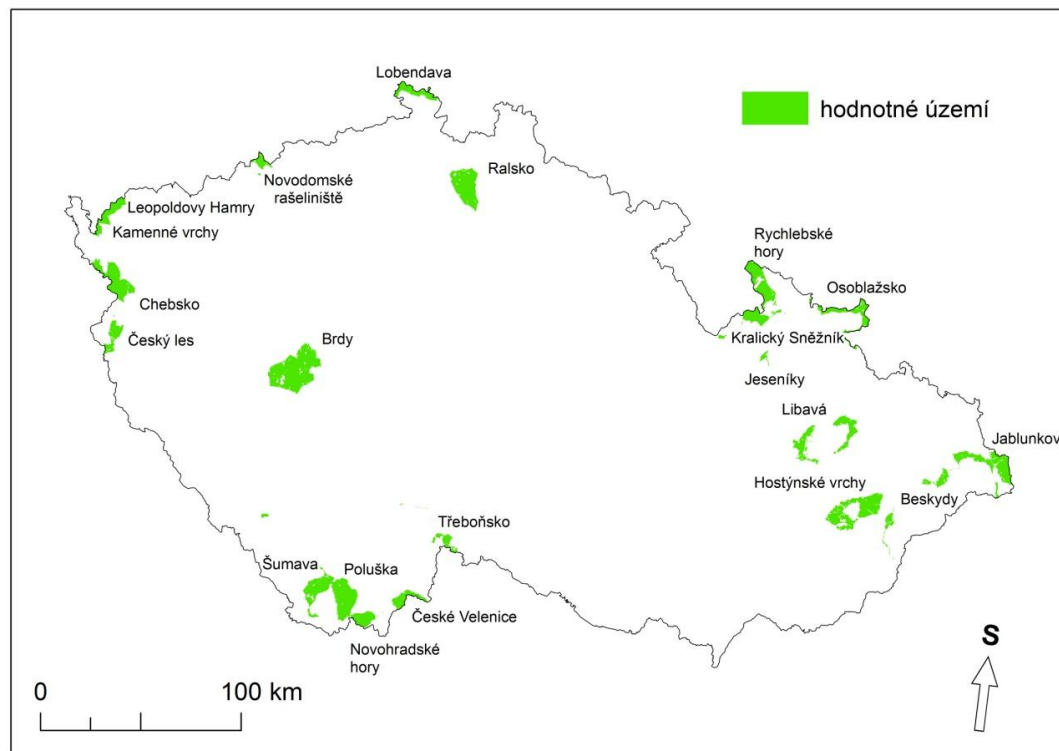
Zdroj: vlastní zpracování

Výsledné vytyčení cenných oblastí v prostoru se zajistí porovnáním (protnutím) hodnotných ploch vymezených expertní, respektive shlukovou analýzou a ploch chráněných oblastí. Jednotlivé oblasti přebírají jména od sousedních chráněných území, či blízkých sídel. Výsledky prezentuje několik obrázků v závislosti na metodě vymezení.

Hodnotná území vymezená expertní metodou prezentuje obrázek 39. Jejich podrobný seznam se základními charakteristikami je uveden v tabulce 7. Cenná území se nachází především v pohraničí (Šumava, Beskydy, Chebsko atd.). Ve vnitrozemí je reprezentují pouze území vojenských újezdů (Brdy, Ralsko, Libavá). Největší rozlohou disponují Brdy (348 km<sup>2</sup>), nebo Hostýnské vrchy (215 km<sup>2</sup>). Naopak nejmenší rozlohu zaujímají Jeseníky (15 km<sup>2</sup>), či Kralický Sněžník (22 km<sup>2</sup>). Celkovou kvalitu vymezených oblastí demonstruje zejména složení krajinného pokryvu zastoupeného převážně jehličnatými lesy (40 %), loukami a pastvinami (18 %) a ornou půdou (15 %). O významné hodnotě všech vymezených oblastí svědčí také vysoký podíl migračně významných území (MVÚ) v jednotlivých oblastech. Ekologický význam vymezených ploch podporuje jejich začlenění do ÚSES, jehož prvky se nacházejí ve všech oblastech expertní analýzy.

Zajímavé informace přináší charakteristika jednotlivých oblastí. Z hlediska krajinného pokryvu se největší zastoupení jehličnatých lesů nachází v Brdech a Leopoldových Hamrech (přes 60 %). Naopak kolem 60 % se pohybuje rozloha orné půdy v hodnotných územích Osoblažska. Největší pokrytí ÚSES se vyskytuje v oblasti Leopoldových Hamrů a Jeseníků (cca 70 %). Dalšími vymezenými oblastmi s větší rozlohou často prochází nadregionální biokoridor (Brdy, Ralsko, Chebsko). Migračně významná území ve více než polovině lokalit zabírají přes 70 % své plochy. Největší rozlohu MVÚ mají Poluška a Novohradské hory (okolo 94 %). Charakter území z hlediska migračního potenciálu doplňuje informace o hustotě migračních koridorů (MK). Z expertně vymezených ploch mají největší hustotu MK Kamenné vrchy (0,53 km/km<sup>2</sup>) a Leopoldovy Hamry (0,42 km/km<sup>2</sup>). Hodnoty hustoty MK dále klesají k zanedbatelné hodnotě Osoblažska (0,014 km/km<sup>2</sup>). Vymezený MK nemá lokalita Novodonské rašeliníště.

**Obrázek 39: Hodnotná území vymezená expertní analýzou**



Poznámka: Kompletní mapa je uvedena v příloze P2h.

Zdroj: vlastní zpracování

**Tabulka 7: Hodnotná území vymezená expertní analýzou**

Název	Druh ochrany	Rozloha cenného území (km <sup>2</sup> )	Území bez stávajících ZCHÚ (km <sup>2</sup> )	Území bez stávajících ZCHÚ (%)	Rozloha ÚSES (km <sup>2</sup> )	Podíl ÚSES na území bez ZCHÚ (%)	Rozloha MVÚ (km <sup>2</sup> )	Podíl MVÚ na území bez ZCHÚ (%)	Hustota MK (km/km <sup>2</sup> )
Beskydy	CHKO	1068,0	140,1	13,1	11,3	8,1	36,6	26,2	0,126
Brdy	VÚ	360,6	348,4	96,6	143,4	41,2	279,5	80,2	0,194
České Velenice	-	21,3	21,3	100,0	7,4	34,7	16,8	78,8	0,351
Český les	CHKO	175,5	65,8	37,5	13,1	19,9	58,2	88,4	0,216
Hostýnské vrchy	PP	277,9	214,9	77,3	39,3	18,3	147,5	68,6	0,092
Chebsko	-	161,0	160,6	99,7	71,8	44,7	115,7	72,0	0,253
Jablunkov	-	89,9	88,7	98,6	3,7	4,2	49,0	55,3	0,234
Jeseníky	CHKO	530,6	15,6	2,9	10,8	69,2	3,4	21,5	0,017
Kamenné vrchy	PP	39,6	39,6	100,0	23,8	60,2	28,4	71,7	0,528
Kralický Sněžník	PO	157,9	24,4	15,4	11,3	46,3	17,4	71,2	0,243
Leopoldovy Hamry	PP	41,1	41,1	99,9	29,4	71,5	37,1	90,1	0,421
Libavá	VÚ	418,5	144,5	34,5	24,3	16,8	104,6	72,4	0,020
Lobendava	-	69,1	69,1	100,0	21,8	31,5	49,9	72,2	0,068
Novodomské rašeliniště	PO	64,1	33,1	51,6	6,7	20,1	25,0	75,4	0,000
Novohradské hory	PO	194,7	102,0	52,4	18,8	18,4	96,1	94,2	0,271
Osoblažsko	-	100,1	98,8	98,7	10,1	10,2	21,8	22,0	0,014
Poluška	PP	173,1	171,8	99,3	93,9	54,7	161,9	94,2	0,216
Ralsko	VÚ	186,9	184,4	98,7	79,9	43,3	134,1	72,7	0,082
Rychlebské hory	EVL	251,8	184,1	73,1	93,7	50,9	138,7	75,4	0,216
Šumava	NP	1388,5	132,8	9,6	23,6	17,7	120,3	90,6	0,073
Třeboňsko	CHKO	263,8	40,0	15,1	18,9	47,2	35,6	89,1	0,280

Poznámka: vysvětlení zkratk: ZCHÚ – zvláště chráněná území, ÚSES – územní systém ekologické stability, MVÚ – migračně významná území, MK – migrační koridor, NP – národní park, CHKO – chráněná krajinná oblast, PO – ptačí oblast, EVL – evropsky významná lokalita, VÚ – vojenský újezd, PP – přírodní park.

Zdroj: vlastní zpracování

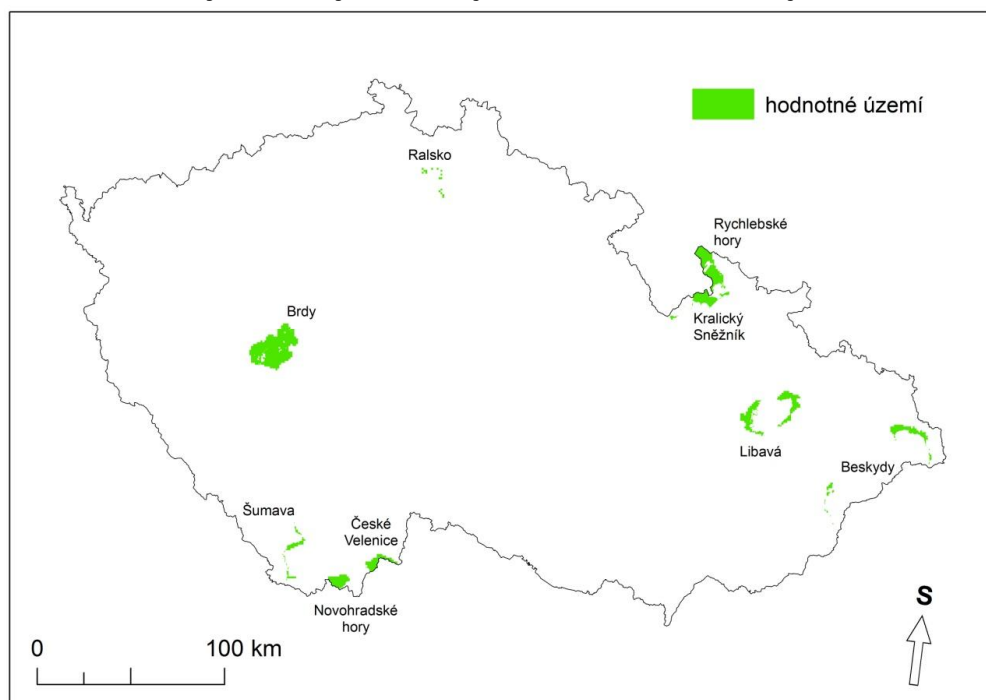
Nejhodnotnější oblasti vymezené pomocí shlukové analýzy představuje obrázek 40. Jejich základní charakteristiky přináší tabulka 8. Výsledné území disponuje vysokou průměrnou hodnotou ekologické integrity a nízkou mírou fragmentace krajiny. Z obrázku jasně vystupuje rozsáhlá oblast Brd (350 km<sup>2</sup>) a Rychlebských hor (186 km<sup>2</sup>). Stále se ukazuje možné rozšíření chráněných ploch (Natura 2000) ve vojenském újezdu Libavá. Za zmínku stojí lokality na jihu Česka (Novohradské hory, České Velenice), které si jistě zaslouží vyšší úroveň ochrany přírody. Nejhodnotnější lokality sousedí též se stávajícími CHKO (Šumava, Beskydy). Rozšíření se nabízí v současných ptačích oblastech Ralska nebo Králického Sněžníku. Nejhodnotnější části krajiny reprezentují, podobně jako v případě expertního vymezení, z větší části jehličnaté lesy (44 %), doplňované loukami a pastvinami (16 %) a ornou půdou (14 %). Významnou kvalitu krajiny vymezených oblastí podtrhuje vysoký podíl MVÚ a relativně průměrné pokrytí prvky ÚSES.

Hodnocení jednotlivých nejčinnějších oblastí vymezených shlukovou analýzou přináší zajímavé výsledky. V Brdech, Českých Velenicích a Novohradských horách převažují



jehličnaté lesy. V okolí VÚ Ralska naopak dominuje orná půda. Na polovině území Rychlebských hor a Králického Sněžníku se nachází prvky ÚSES. V obou oblastech jsou vymezeny nadregionální biokoridory. Naopak například Novohradské hory se do systému ekologické stability zařazují pouze jednou pětinou své rozlohy. Z hlediska MVÚ se nejlépe jeví lokality Novohradských hor, Šumavy a Českých Velenic. Zastoupení MVÚ se drží mezi 80 a 70 % v oblastech Brdy, Králického Sněžníku, Rychlebských hor a Libavé. Ralsko reprezentuje hodnota 50 %. Překvapivě nízkou hodnotu vykazují Beskydy (16 %). Hustota MK je největší na lokalitě České Velenice (0,43 km/km<sup>2</sup>). Druhé Novohradské hory zaostávají o více než jednu desetinu. Nejmenší hustota MK se nachází v bývalém VÚ Ralsko (0,019) a současném VÚ Libavá (0,028).

**Obrázek 40: Nejhodnotnější území vymezená shlukovou analýzou**



Poznámka: Kompletní mapa je uvedena v příloze P2i. Zdroj: vlastní zpracování

**Tabulka 8: Nejhodnotnější území vymezená shlukovou analýzou**

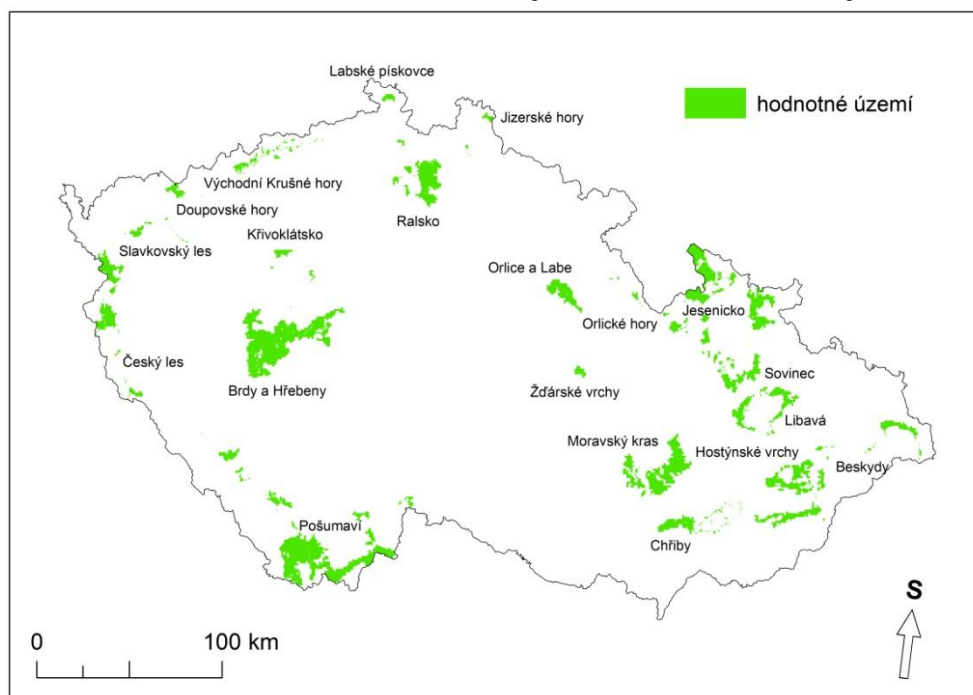
Název	Druh ochrany	Rozloha cenného území (km <sup>2</sup> )	Území bez stávajících ZCHÚ (km <sup>2</sup> )	Území bez stávajících ZCHÚ (%)	Rozloha ÚSES (km <sup>2</sup> )	Podíl ÚSES na území bez ZCHÚ (%)	Rozloha MVÚ (km <sup>2</sup> )	Podíl MVÚ na území bez ZCHÚ (%)	Hustota MK (km/km <sup>2</sup> )
Beskydy	CHKO	713,6	82,4	11,5	8,3	10,1	13,4	16,3	0,071
Brdy	VÚ	363,0	350,9	96,7	141,6	40,4	279,6	79,7	0,194
České Velenice	-	17,5	17,5	100,0	5,9	33,8	15,2	86,4	0,428
Králický Sněžník	PO	163,2	26,4	16,2	12,3	46,6	19,6	74,0	0,247
Libavá	PO	426,0	148,0	34,7	28,0	18,9	105,7	71,4	0,028
Novohradské hory	PO	178,7	89,7	50,2	17,8	19,8	86,5	96,4	0,282
Ralsko	VÚ	16,0	16,0	100,0	5,0	31,1	8,0	49,9	0,019
Rychlebské hory	EVL	257,1	186,5	72,5	93,5	50,1	137,5	73,7	0,210
Šumava	CHKO	915,5	40,9	4,5	6,3	15,3	36,4	89,1	0,077

Poznámka: význam zkratk je vysvětlen u tabulky 7. Zdroj: vlastní zpracování

Druhý výstup ze shlukové analýzy představuje rozšíření nejceněnějších oblastí o druhou nejhodnotnější část krajiny (dle shlukové analýzy se jedná o část shluku 5; blíže viz metodika). Jedná se o oblasti sousedící s některým z typů zvláště chráněných územích (obrázek 41). Jejich základní charakteristiky opět přináší tabulka 9. Objevují se hodnotné regiony (Pošumaví, Jesenicko, Brdy a Hřebeny), nové oblasti (například Moravský kras, Chříby, Orlice a Labe), či další cenné lokality (Křivoklátsko, Žďárské vrchy). Do popředí se neočekávaně dostává oblast východních Krušných hor, nebo Ralsko. O rozšíření si žádají další stávající CHKO (Chříby, Žďárské vrchy, Slavkovský les, Bílé Karpaty, Křivoklátsko). Zajímavým může být rozhodně sousedství všech vymezených lokalit (kromě VÚ Brdy) s velkoplošnými zvláště chráněnými oblastmi (NP, CHKO, EVL, PO). Vhodnou kvalitu krajiny opět demonstrují převládající jehličnaté lesy (49 %), které doplňují lesy smíšené (17 %) a orná půda (11 %). Procentuální podíl ÚSES na rozloze vymezených oblastí se pohybuje v průměru okolo 50 %. Ještě vyšší je zastoupení MVÚ, které se na většině lokalit podílí více než 80 %. Hustota MK se pohybuje v rozpětí 0,4 až 0,1 km/km<sup>2</sup>.

Charakteristika jednotlivých rozšířených oblastí přináší zajímavé informace. V krajinném pokryvu se poprvé výrazně projevují listnaté lesy, a to ve Chříbech (72 %) a Východních Krušných horách (55 %). Nejvýraznější podíl orné půdy (přes 20 %) se vyskytuje ve VÚ Libavá. Z pohledu vymezení prvků ÚSES mají nejmenší zastoupení Žďárské vrchy (20 % rozlohy). Většinu oblastí pokrývá ÚSES z 30 až 60 %. Největší plochou disponují Orlické hory (téměř 90 %) a Východní Krušné hory, u kterých činí celková rozloha prvků ÚSES přes 54 km<sup>2</sup>. Absolutně největší velikost má ÚSES v oblasti Brd a Hřebenů (téměř 335 km<sup>2</sup>). Hustota MVÚ se na rozšířených územích pohybuje nad 55 %. Více než polovina oblastí disponuje hodnotou přes 85 %. Téměř zcela pokrývá MVÚ například lokality Sovinec, Pošumaví, či Žďárské vrchy. Rozšířená oblast Brd dosahuje hustoty MK 0,24 km/km<sup>2</sup>.

**Obrázek 41: Rozšířená hodnotná území vymezená shlukovou analýzou**



Poznámka: Kompletní mapa je uvedena v příloze P2j. Zdroj: vlastní zpracování

**Tabulka 9: Rozšířená hodnotná území vymezená shlukovou analýzou**

Název	Druh ochrany	Rozloha cenného území (km <sup>2</sup> )	Území bez stávajících ZCHÚ (km <sup>2</sup> )	Území bez stávajících ZCHÚ (%)	Rozloha ÚSES (km <sup>2</sup> )	Podíl ÚSES na území bez ZCHÚ (%)	Rozloha MVÚ (km <sup>2</sup> )	Podíl MVÚ na území bez ZCHÚ (%)	Hustota MK (km/km <sup>2</sup> )
Beskydy	CHKO	1297,9	225,7	17,4	98,0	43,4	147,1	65,2	0,352
Brdy, Hřebený	VÚ	737,0	709,9	96,3	334,1	47,1	598,9	84,4	0,240
Český les	CHKO	624,4	225,6	36,1	123,5	54,7	208,7	92,5	0,227
Doupovské hory	PO, VÚ	519,6	39,6	7,6	28,2	71,3	35,3	89,3	0,129
Hostýnské vrchy	PO	258,0	183,8	71,3	55,2	30,0	166,7	90,7	0,134
Chřibý	CHKO	296,0	118,5	40,0	73,6	62,1	108,3	91,4	0,214
Jesenicko	CHKO	1388,7	480,0	34,6	230,3	48,0	384,1	80,0	0,246
Jizerské hory	CHKO	167,2	16,6	9,9	9,6	57,7	15,5	93,4	0,370
Křivoklátsko	CHKO	394,0	35,4	9,0	11,7	33,0	29,8	84,2	0,149
Labské pískovce	CHKO	268,1	26,7	10,0	12,0	44,9	22,7	84,9	0,095
Libavá	PO, VÚ	497,0	171,6	34,5	41,4	24,1	129,0	75,2	0,093
Moravský kras	CHKO	444,0	373,0	84,0	247,1	66,3	329,3	88,3	0,176
Orlice a Labe	EVL	118,0	116,5	98,7	64,2	55,2	90,1	77,4	0,237
Orlické hory	CHKO	145,2	12,1	8,4	10,9	89,9	10,9	90,0	0,281
Pošumaví	CHKO	2950,1	743,4	25,2	299,5	40,3	706,1	95,0	0,226
Ralsko	PO	325,0	242,0	74,5	124,2	51,3	208,8	86,3	0,129
Slavkovský les	CHKO	107,0	27,5	25,7	11,1	40,1	22,7	82,6	0,000
Sovinec	EVL	155,0	132,0	85,2	76,6	58,0	128,2	97,1	0,395
Východní Krušné hory	PO	189,4	64,4	34,0	54,7	84,8	41,3	64,1	0,255
Žďárské vrchy	CHKO	196,0	22,3	11,4	4,6	20,6	21,0	94,1	0,237

Poznámka: význam zkratk je vysvětlen u tabulky 7.

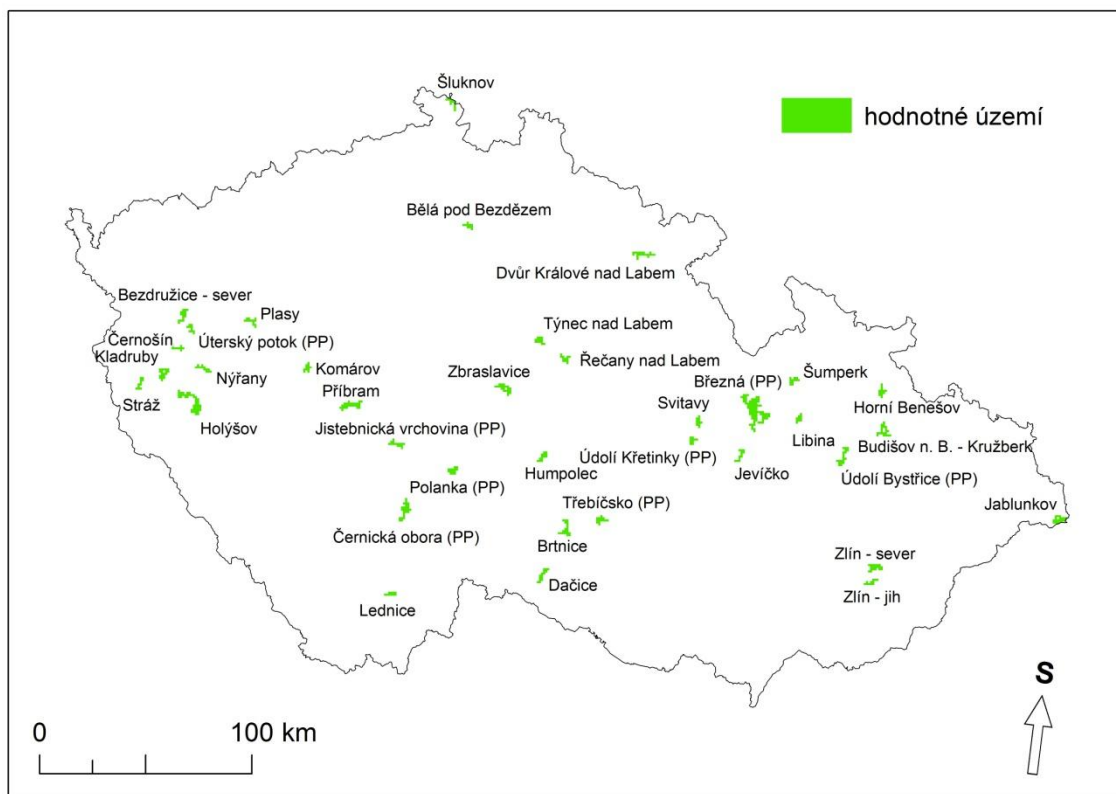
Zdroj: vlastní zpracování

Třetí výstup ze shlukové analýzy přináší hodnotné plochy (s rozlohou nad 10 km<sup>2</sup>) bez kontaktu se stávající speciální ochranou území (obrázek 42, tabulka 10). Nejvíce cenných lokalit se vyskytuje v oblasti západních a jihovýchodních Čech a severní Moravy. Část hodnotných ploch se nachází pod ochranou přírodního parku (například Úterský potok, Údolí Kateřinky, Břežná). Větší díl lokalit je ovšem bez územní ochrany. Plošně největší lokalitou je území přírodního parku Břežná (86 km<sup>2</sup>), za kterou následuje Holýšov (45 km<sup>2</sup>). Ostatní lokality svou velikostí nepřesahují hodnotu 30 km<sup>2</sup>. Žádné takto vymezené cenné oblasti nebyly zaznamenány ve vysoce fragmentované krajině severních Čech. Zajímavé výsledky přináší analýza krajinného pokryvu. Víceméně všechna území jsou totiž ze tří čtvrtin zalesněna. Na cenných plochách výrazně převládají jehličnaté lesy (70 %). Přičtením rozlohy lesů listnatých a smíšených vychází celkové zastoupení rozlohy lesa v hodnotných územích přes 85 %. Zastoupení prvků ÚSES je v rámci celkového hodnocení nerovnoměrné. Podíl rozlohy ÚSES v jednotlivých lokalitách kolísá, v některých se dokonce nevyskytuje vůbec. Téměř polovinu vymezených lokalit z 90 % pokrývá MVÚ. Rozloha MVÚ klesá pod 80 % pouze na několika místech. Průměrná hustota MK se pohybuje těsně pod 0,5 km/km<sup>2</sup>.

Některé vymezené oblasti dosahují pozoruhodných výsledků. Například Svitavy, Zbraslavice, Jablunkov, Údolí Křetinky a Šumperk dosahují nad 90 % pokrytí ÚSES. To

znamená, že lokality jsou téměř zcela integrovány do tohoto systému. Na dalších pěti místech ÚSES zaujímá nad tři čtvrtiny rozlohy vymezených lokalit. Naopak bez ochrany ÚSES jsou Třebíčsko, Nýřany, Libina a Černošín. Porovnání lokalit chráněných přírodním parkem a jejich rozlohy ÚSES nevykazuje žádnou souvislost. Největší rozlohu ÚSES (přes 98 %) má na svém území přírodní park Údolí Kateřinky. Naproti tomu např. přírodní park Třebíčsko není do ÚSES zahrnut vůbec. Některé oblasti na své ploše nemají vymezené žádné MVÚ (Zlín-jih a Nýřany). Pozoruhodně vysoké hodnoty vykazuje hustota MK (Jablunkov 0,87 km/km<sup>2</sup>). Oproti tomu bez MK jsou například lokality Komárov, Libina, Nýřany, Šumperk, či Zlín-jih.

**Obrázek 42: Hodnotná území vymezená shlukovou analýzou bez kontaktu se speciální ochranou přírody**



Poznámka: Komplettní mapa je uvedena v příloze P2k.

Zdroj: vlastní zpracování

**Tabulka 10: Hodnotná území bez kontaktu s chráněným územím vymezená shlukovou analýzou**

Název	Rozloha cenného území (km <sup>2</sup> )	Rozloha ÚSES (km <sup>2</sup> )	Podíl ÚSES na území bez ZCHÚ (%)	Rozloha MVÚ (km <sup>2</sup> )	Podíl MVÚ na území bez ZCHÚ (%)	Hustota MK (km/km <sup>2</sup> )
Bělá pod Bezdězem	10	5,1	51,0	9,6	96,3	0,562
Bezručovice - sever	16	6,1	38,1	15,7	98,4	0,000
Brtnice	20	8,4	41,8	18,3	91,5	0,245
Březná (PP)	86	59,2	68,9	81,5	94,7	0,391
Budišov nad Budišovkou - Kružberk	21	6,2	29,6	21,0	100,0	0,301
Černická obora (PP)	26	8,4	32,3	25,1	96,4	0,537
Černošín	10	0,0	0,0	9,2	91,6	0,000
Dačice	15	8,9	59,2	14,6	97,3	0,624
Dvůr Králové nad Labem	20	17,9	89,5	19,1	95,4	0,491
Holýšov	45	10,1	22,4	42,2	93,7	0,400
Horní Benešov	13	11,5	88,2	12,8	98,4	0,247
Humpolec	13	5,1	39,2	12,8	98,8	0,438
Jablunkov	18	17,8	99,1	16,0	89,3	0,867
Jevíčko	12	3,2	26,9	11,9	99,4	0,688
Jistebnická vrchovina (PP)	15	6,9	46,3	14,8	98,5	0,470
Kladruhy	19	1,0	5,2	18,1	95,1	0,485
Komárov	11	2,9	26,6	10,7	97,6	0,000
Lednice	10	1,6	16,3	9,9	98,8	0,627
Libina	10	0,0	0,0	9,1	90,6	0,000
Nýřany	13	0,0	0,0	0,0	0,0	0,000
Plasy	13	2,4	18,8	12,0	92,5	0,000
Polanka (PP)	14	11,6	82,7	13,5	96,6	0,196
Příbram	27	6,2	22,9	26,3	97,3	0,568
Řečany nad Labem	12	2,5	21,1	11,7	97,1	0,441
Stráž	11	3,0	27,1	10,2	92,9	0,342
Svitavy	11	11,0	100,0	10,8	98,6	0,516
Šluknov	11	1,7	15,2	9,5	86,4	0,000
Šumperk	12	10,9	91,0	5,3	43,8	0,000
Třebíčsko (PP)	14	0,0	0,0	13,9	99,1	0,674
Týnec nad Labem	13	11,3	86,9	11,3	86,9	0,444
Údolí Bystřice (PP)	20	9,5	47,3	19,2	96,0	0,207
Údolí Křetinky (PP)	10	9,8	98,4	9,5	95,1	0,568
Úterský potok (PP)	10	2,0	19,8	10,0	100,0	0,446
Zbraslavice	21	21,0	99,8	20,2	96,1	0,615
Zlín - jih	11	5,6	51,0	0,0	0,0	0,000
Zlín - sever	19	14,7	77,1	14,0	73,8	0,451

Poznámka: význam zkratk je vysvětlen u tabulky 7.

Zdroj: vlastní zpracování

### 6.2.1 Charakteristika nejhodnotnějších nefragmentovaných částí české krajiny

Tato kapitola přináší výběr nejhodnotnějších oblastí vymezených shlukovou analýzou, které zabírají větší rozlohy (Brdy, České Velenice) a větší území přimykající ke stávajícím chráněným oblastem (Rychlebské hory, Libavá, Novohradské hory, Beskydy). Celková rozloha vybraných cenných ploch dosahuje 875 km<sup>2</sup>. Složení jejich krajinného pokryvu ukazuje tabulka 11.

Základní charakteristikou pro jednotlivá území je míra fragmentace krajiny a ekologická integrita. Míra fragmentace se pohybuje v průměru okolo 347 km<sup>2</sup> v Brdech a 214 km<sup>2</sup> v Novohradských horách a Českých Velenicích. Rychlebské hory a Libavá dosahují hodnot přes 380 km<sup>2</sup> (Beskydy 292 km<sup>2</sup>). Největší průměrnou hodnotou ekologické integrity neboli podpory procesů v ekosystému a zachování jeho struktury disponují Brdy (téměř 28 bodů). V ostatních lokalitách se hodnoty drží nad 25 body. Zajímavou rozkolísanost přináší oblast Beskyd, kde minimální údaj o ekologické integritě ukazuje hodnotu 14, kdežto maximální hodnotu 46.

Nejcennější území bez stávající velkoplošné ochrany přírody představuje z hlediska výše zmíněných základních ukazatelů oblast vojenského újezdu Brdy. Brdy s rozlohou 350 km<sup>2</sup> jasně dominují ostatním oblastem. Podstatně menší cenné území představují České Velenice (18 km<sup>2</sup>). Možnost rozšíření chráněného území o více než 100 km<sup>2</sup> přináší Rychlebské hory (evropsky významná lokalita) a Libavá (ptačí oblast). Novohradské hory (90 km<sup>2</sup>) by mohly doplnit stejnojmennou ptačí oblast. Možnost zvětšení rozlohy o několik desítek kilometrů čtverečních se naskytá u CHKO Beskydy, kde ale rozšíření komplikuje velký podíl orné půdy (přes 30 %, tabulka 11).

Doklad o hodnotě krajiny přináší také porovnání vybraných oblastí s migračně významným územím pro velké savce. Oblasti s minimálním kontaktem s ochranou přírody hostí na svém území MVÚ z více než 80 %. Na území možného rozšíření stávající ochrany přírody dosahují MVÚ rozlohy 70–90 %. Hustota migračních koridorů převládá v Českých Velenicích (0,428 km/km<sup>2</sup>). V ostatních případech se hodnoty snižují a nejmenší hodnotu má Libavá – 0,028 km/km<sup>2</sup>. V migraci živočichů hraje významnou roli VÚ Brdy, již napomáhá relativně kontinuální průběh MVÚ v severojižním směru. Přesto se v krajině objevuje řada kritických (problémových) míst, která musí migrující savci překonávat (Anděl et al., 2010).

**Tabulka 11: Základní zastoupení typů krajinného pokryvu na nejcennějších lokalitách**

	Plocha (km <sup>2</sup> )	Krajinný pokryv (v procentech rozlohy)							
		jehličnaté lesy	listnaté lesy	smíšené lesy	louky a pastviny	orná půda	smíšené zem. oblasti	zastavěné plochy	ostatní
<b>Brdy</b>	350,89	66,45	1,30	3,54	7,24	10,01	3,59	1,86	6,01
<b>České Velenice</b>	17,53	59,66	0,33	2,73	28,68	4,47	3,14	0,99	0,00
<b>Rychlebské hory</b>	186,52	34,29	3,24	23,70	14,06	7,59	13,33	1,24	2,55
<b>Libavá</b>	147,96	27,59	1,04	6,67	23,39	25,27	7,05	5,42	3,57
<b>Novohradské hory</b>	89,68	49,26	0,96	4,25	28,88	10,56	4,81	0,00	1,28
<b>Beskydy</b>	82,38	10,67	2,99	10,33	13,94	30,85	26,44	4,24	0,54

Zdroj: CORINE Land Cover (rok 2006); vlastní zpracování

## Kapitola 7

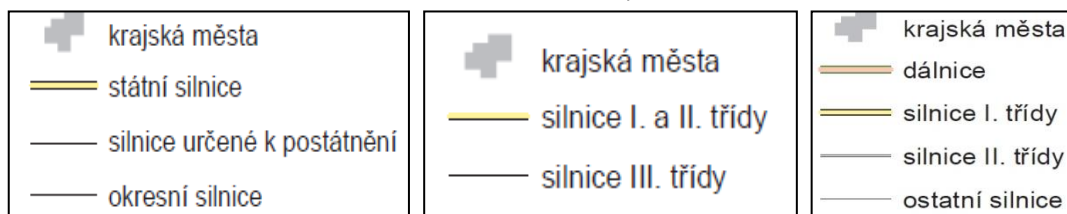
### Diskuze

Následující kapitola se věnuje diskuzi některých aspektů metodiky a výsledků analýz. Jedná se o problematiku zpracování převzatých vstupních dat a vhodnost využití expertní, respektive shlukové analýzy. Dále se diskuze zabývá porovnáním výsledků diplomové práce s analýzou fragmentace krajiny ČR (Anděl et al., 2005 a 2008) a fragmentace krajiny Evropy (EEA, 2011). V neposlední řadě jsou diskutovány možnosti využití výsledků diplomové práce v ochraně přírody a krajiny.

Využívání dat ze studií jiných autorů s sebou přináší určitou nejistotu (objektivní přístup autora, správnost výsledků atd.). Silniční síť budovaná od roku 1920 se zakládá na digitalizaci původních mapových podkladů (Churaň, 2010). Různé typy podkladových dat způsobují problémy v klasifikaci jednotlivých silničních tříd (obrázek 43). Do 70. let 20. století se v každém roce měnilo jejich roztřídění a v návaznosti na něj i šířka obalové zóny silnice (viz dále). Sjednocovat se klasifikace silnic začala teprve od 70. let 20. století.

Další problém představuje návaznost silniční sítě na hranice České republiky. Při analýze totiž musí dojít k protnutí silnice a hranice zájmového území. Při interpretaci výsledků bylo objeveno nedostatečné napojení v oblasti západních Čech, konkrétně v oblasti přírodního parku Kamenné vrchy a Leopoldovy Hamry. Kontrolní výpočet míry fragmentace krajiny ovšem neprokázal zásadní odchylky.

**Obrázek 43: Ukázka klasifikace silnic v roce 1920, 1950 a 1971**



Poznámka: první obrázek (zleva) charakterizuje rok 1920, druhý rok 1950, třetí rok 1971

Zdroj: Churaň, 2010

Převod vrstvy silnic vyjadřované linií na plošný prvek přináší problém s definováním jejich šířky. Problematikou volby vhodné šířky disturbanční (obalové) zóny silnice se zabývá více autorů (Vítková et al., 2012; Freudemberger et al., 2013). Například Anděl et al., (2008) při hledání nefragmentovaných ploch ve svém Atlasu vlivu silniční dopravy na biodiverzitu určují

šířku disturbanční zóny podle ovlivnění kvality biotopů. Dálnicím přiřazuje vzdálenost 500 m, kterou postupně snižuje až k 50 m pro silnice III. třídy. V této práci se naopak šířka silnice vztahuje spíše k velikosti zabrané plochy jako takové. Kvůli odlišné klasifikaci silnic přistupují k ověření volby velikosti obalové zóny (bufferu). Správnost postupu ověřují novým výpočtem míry fragmentace krajiny na příkladu území Vysočiny, kde se vyskytují silnice všech tříd. Velikost bufferu použitou v této práci ukazuje tabulka 12 (sloupec A), nově definovanou rozšířenou velikost bufferu představuje sloupec B.

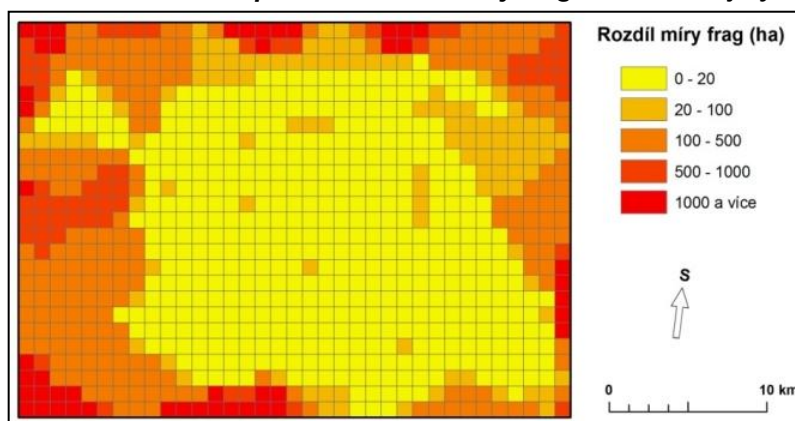
**Tabulka 12: Rozdílná velikost bufferu silnice**

Třída silnice	Buffer A	Buffer B
Dálnice	30	35
Silnice I. třídy	15	20
Silnice II. třídy	10	12
ostatní	8	10

Zdroj: vlastní zpracování

Po rozdělení silnic podle bufferu B následuje nový výpočet míry fragmentace. Z porovnání původních a nově zjištěných hodnot (obrázek 44) je vidět minimální rozdíl ve středu území. Směrem k okrajům dochází postupně k nárůstu míry fragmentace. Nárůst může způsobovat blízkost hranic území, proto bylo území rozšířeno a výpočet aplikován znovu. Potvrzuje se fakt, že ke zvýšení míry fragmentace dochází vlivem přibližování k hranicím území (obrázek 45). Změna velikosti bufferu kolem silnic tudíž způsobuje nárůst míry fragmentace minimálně a v případě výpočtu pro celou Českou republiku lze bez problémů využít jeho stávající hodnoty (buffer A). Převažující malé rozdíly (do 10 ha) potvrzuje ukázka vypočtených hodnot z vybraných čtverců umístěných cca uprostřed zájmového území (tabulka 13).

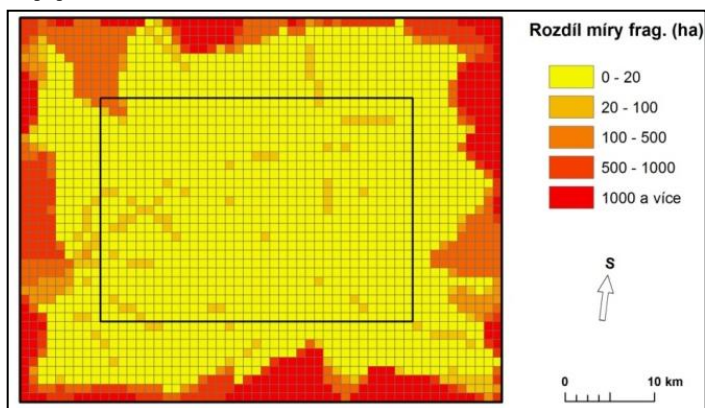
**Obrázek 44: Rozdíl původní a nové míry fragmentace krajiny.**



Zdroj: vlastní zpracování



**Obrázek 45: Opakovaný výpočet nové míry fragmentace a jejího rozdílu**



Poznámka: Černě ohraničený obdélník reprezentuje menší území, které je uvedeno na obrázku 44.

Zdroj: vlastní zpracování

**Tabulka 13: Rozdíl vypočtených hodnot bufferů A a B**

Kód čtverce	EMS FG A	EMS FG B	A - B
43186	481,48	476,67	4,81
43187	1135,31	1130,03	5,28
43188	1171,29	1168,23	3,06
43424	654,16	649,98	4,18
43425	680,77	676,77	4,00
43426	874,75	867,58	7,17
42949	667,52	663,12	4,40
42950	907,90	899,68	8,22
42951	1171,29	1168,23	3,06

Poznámka: EMS FG A značí hodnoty použité v práci, EMS FG B značí hodnoty nového bufferu (B).

Zdroj: vlastní zpracování

Po překonání nejasností s volbou vhodné velikosti obalové zóny následuje výpočet míry fragmentace krajiny. Prezentace výsledků spojená s volbou hranic intervalů s sebou přináší jistou míru subjektivity. Podléhá jí především analýza, kde se míra fragmentace krajiny a ekologické integrity dělí do tří skupin. Alespoň částečné zobektivnění postupu přinese využití volby intervalů pomocí rešerše literatury. Výpočtem fragmentace krajiny se zabývají především Jaeger et al. (2008) a Girvetz et al. (2008), kteří ve svých pracích používají pro Švýcarsko, respektive Kalifornii přibližně toto rozdělení: 0 – 10 – 20 – 50 – 100 – 200 – 500 (atd.) km<sup>2</sup>. Problematiku ekosystémových služeb shrnuje Fňukalová (2013), která následně ke klasifikaci krajiny využívá ekologickou integritu (podle Burkharda et al., 2009). Průměrnou hodnotu ekologické integrity Fňukalová (2013) rozděluje do několika intervalů v rozmezí 0 – 15 – 20 – 23 – 26 a více. V neposlední řadě se při výběru mezních hodnot lze přiklonit k habitatovým nárokům velkých savců (Anděl et al., 2010).

V opačném případě využití objektivní shlukové analýzy přináší řadu výhod. Především se z výpočtu vyloučí subjektivní ovlivnění. Na druhou stranu je do shlukové analýzy potřeba dodat plošně stejně velké jednotky, které nejlépe zajistí umělá síť. Jednotkám sítě (v mém případě čtvercům) se jednoduše přiřazují další informace extrahované z území. Poněvadž se jedná

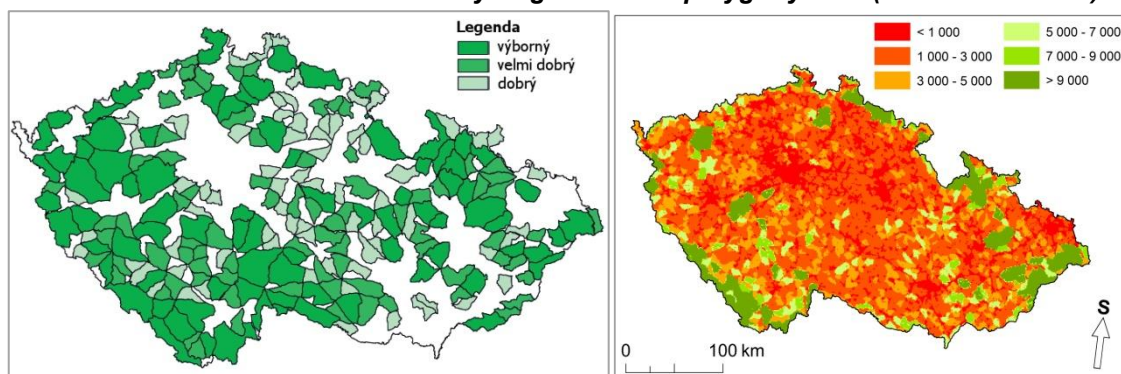
o uměle vygenerované pravidelné jednotky, do kterých se hodnoty za celé území průměrují, může zpětné porovnání činit nepřesnosti v interpretaci výsledků. Proto by se k výsledkům shlukové analýzy (zejména prostorovému vymezení) mělo přistupovat s rozumem.

## 7.1 Porovnání s polygony UAT

V posledních letech se mírou fragmentace krajiny zabývá také kolektiv autorů okolo P. Anděla, kteří připravují metodické pokyny pro hodnocení fragmentace krajiny dopravou (Anděl et al., 2005). Při hodnocení fragmentace krajiny používají nefragmentované plochy UAT (Unfragmented Area with Traffic; Gawlak, 2001). Polygony UAT se vymezují na základě intenzity silniční dopravy (zpravidla nad 1 000 vozidel za den) a vícekelejně železniční sítě. Druhou podmínkou je jejich minimální rozloha 100 km<sup>2</sup>. Dále se nefragmentované plochy hodnotí z hlediska kvality biotopu a prostupnosti bariér (Anděl et al., 2005).

Na území České republiky se rozkládá 227 polygonů UAT (70 % rozlohy ČR). Místa, kde se polygony nevyskytují, značí vysoce fragmentovanou krajinu (zbývajících 30 %). Z výsledků diplomové práce vyplývá vysoká hodnota míry fragmentace tam, kde hodnota dosahuje 10 km<sup>2</sup> (100 km<sup>2</sup> u Anděla et al., 2005). Lepší způsob v porovnání výsledků diplomové práce a polygonů UAT přináší hodnocení z hlediska kvality krajiny. Anděl et al. (2008) totiž každý polygon rozřazují do tří kvalitativních tříd podle kvality biotopů a zastoupení bariér v území. Porovnání map UAT a výsledků současné míry fragmentace ukazuje zajímavé výsledky (obrázek 46). Nízká míra fragmentace a zároveň nízká hodnota dle UAT se shoduje například v oblastech Šumavy, Beskyd, Brd, Krkonoš a severní části Jeseníků. Na některých místech Anděl et al. (2008) prezentují vysokou přírodní hodnotu polygonů UAT, ale výsledky diplomové práce ukazují na více fragmentovanou krajinu (západní Plzeňsko, či Pardubicko). Shodně vymezené území s vyšší mírou fragmentace a s nižší hodnotou krajiny v UAT se nachází například jižně od Brna, nebo ve východních Čechách.

**Obrázek 46: Porovnání současné míry fragmentace s polygony UAT (celková hodnota)**

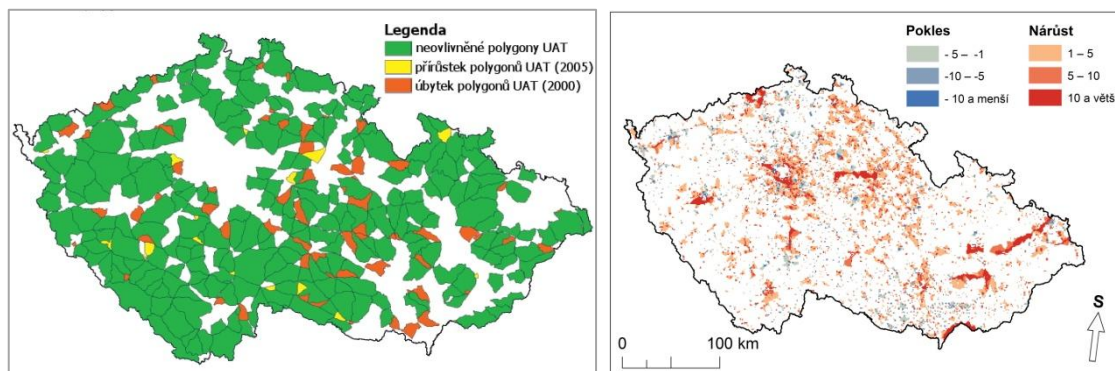


Zdroj: Anděl et al., 2008; vlastní zpracování

Současnou míru fragmentace lze porovnat také s plochou impaktu ČR vymezenou Andělem et al. (2008). Jedná se o procentuální pokrytí rozlohy disturbančních zón silnic a sídel určenou pro síť čtverců používanou pro mapování výskytu druhů ptáků (sčítací čtverce, blíže viz Zýka, 2012). Čtvercová síť, až na drobné výjimky, věrně odráží (generalizuje) současnou míru fragmentace krajiny.

Základní srovnání vývoje fragmentace krajiny na začátku 21. století poskytuje změna velikosti polygonů UAT z let 2000 a 2005. I když se při výpočtu fragmentace metodiky liší, lze na obrázku 47 identifikovat shodné oblasti, kde došlo k nárůstu fragmentace (například okolí Hradce Králové, nebo Plzně). Jako doplněk k vývoji polygonů UAT ukazuje Anděl et al. (2010) vývoj fragmentované krajiny do UAT nezařazované. Potvrzuje se opět rozvoj největších aglomerací (Praha, Brno, Ostrava) a Severočeských pánví. Nárůst fragmentace na přelomu tisíciletí zvyšuje zesílení silniční dopravy (Anděl et al., 2010).

**Obrázek 47: Změna rozlohy UAT v letech 2000 a 2005 a index změny míry fragmentace v období 2001/2012**



Zdroj: Anděl et al., 2008; vlastní zpracování

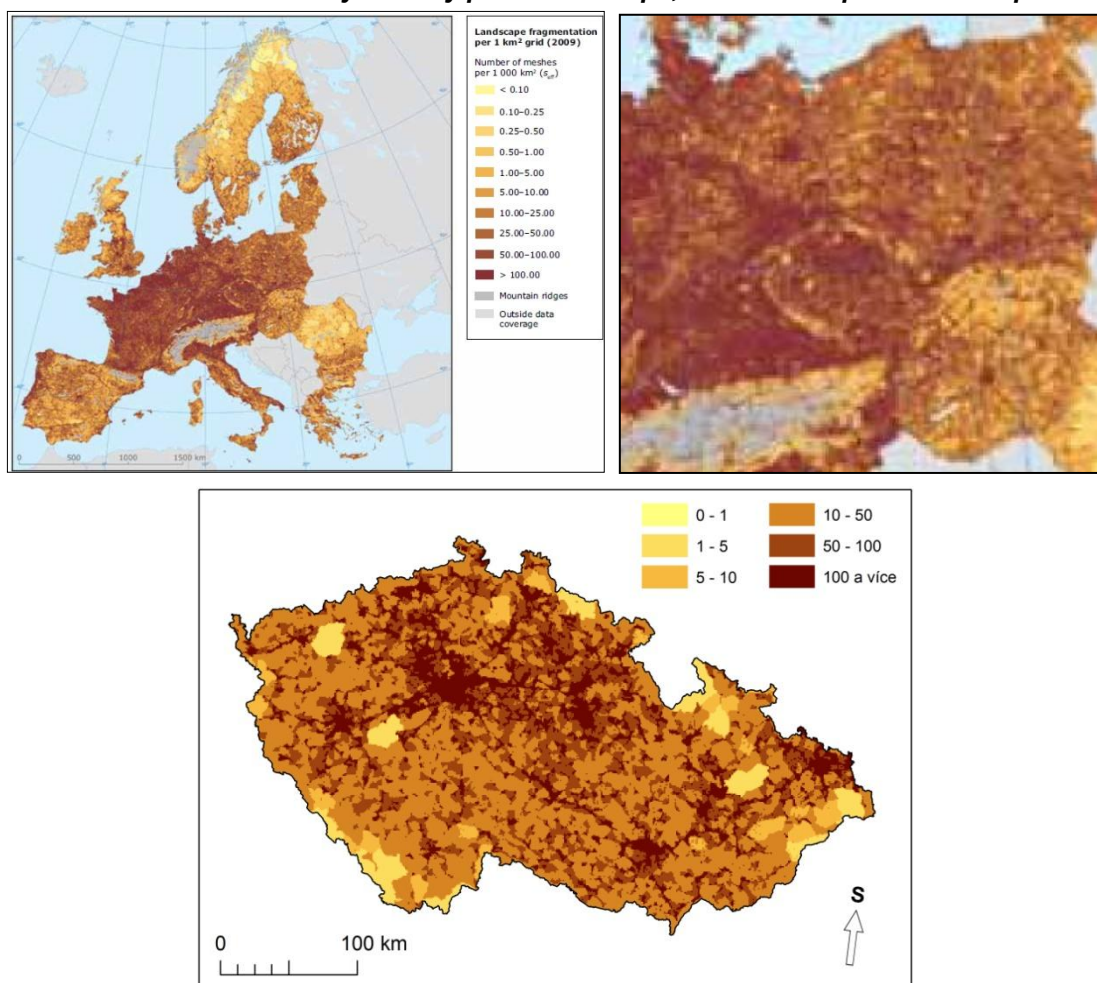
Vymezování polygonů UAT (Anděl et al., 2005) a výpočet současné míry fragmentace pomocí *effective mesh size* (např. Jaeger et al., 2008) jsou na první pohled výrazně odlišné metodiky. Přesto se výsledky poměrně dobře shodují. Anděl et al. (2008) totiž využívá upravenou verzi *effective mesh size* k hodnocení biotopů uvnitř UAT. Nelze tedy říci, který z postupů se jeví jako vhodnější. Nutností je ovšem zabudovat hodnocení míry fragmentace do systému rozhodování v území (Anděl et al., 2011).

## 7.2 Porovnání s Evropou a sousedními státy

Míru fragmentace krajiny v Evropě částečně přibližuje druhá kapitola. Za účelem porovnání se současnou mírou v České republice se musí nejprve upravit její forma prezentace. Míra fragmentace krajiny se totiž může vyjádřit jako hustota plošek (*effective mesh density*; Jaeger, 2000). Hustota plošek určuje, kolikrát je obsažena míra fragmentace vypočtená pro čtverce (*effective mesh size*) v jednotce plochy (v tomto případě 1 000 km<sup>2</sup>).

Podle studie EEA se Česká republika řadí mezi státy s vyšší průměrnou mírou fragmentace. Přesto není v nejfragmentovanějších částech republiky (střední, severní a východní Čechy) dosahováno nejvyšších hodnot států Beneluxu, či Německa (obrázek 48). Jedno z možných řešení, jak udržet alespoň současnou míru fragmentace, je poučit se z vývoje fragmentace těchto zemí (Anděl et al., 2010). Méně fragmentované oblasti jižní části Čech a Moravy vykazují podobné hodnoty srovnatelné se severním Německem, či Polskem. Území s nejmenší mírou fragmentace (příhraniční pohoří, vojenské újezdy) se dají porovnávat například s oblastmi Slovenska a Maďarska.



**Obrázek 48: Porovnání míry hustoty plošek v Evropě, střední Evropě a České republice**

Poznámka: obrázek střední Evropy (vpravo nahoře) představuje výřez z obrázku fragmentace Evropy (vlevo).

Zdroj: EEA, 2011; vlastní zpracování

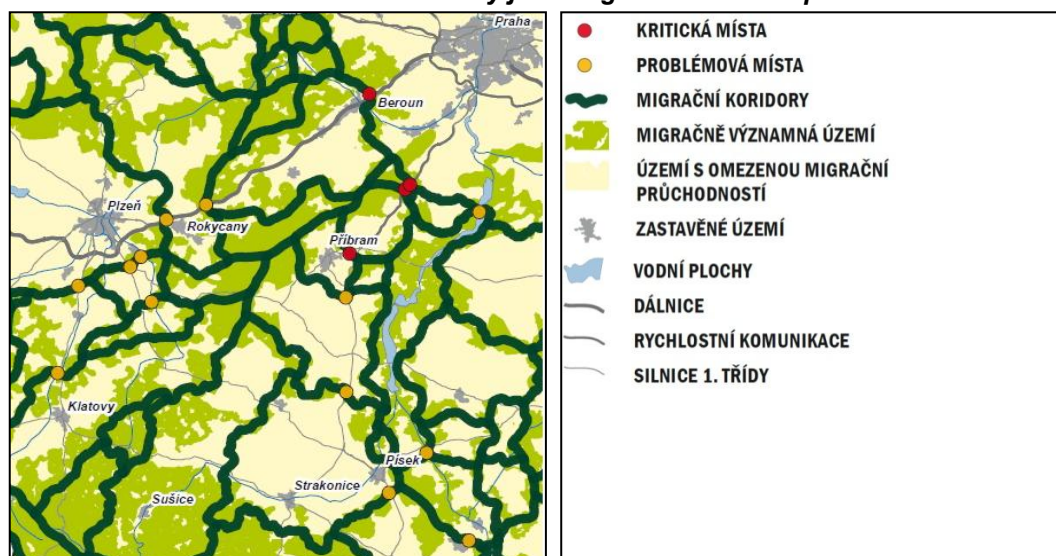
Hustota nefragmentovaných plošek zároveň vyjadřuje některé z rysů krajinné struktury. Hodnoty fragmentace vypočtené pro podrobnou síť čtverců odráží vliv přírodních a socioekonomických podmínek (EEA, 2011). Jak z obrázku pro celou Evropu, tak i pro Českou republiku vyplývá několik oblastí úzce spjatých s roztržitou krajinnou strukturou. Větší hustota plošek vyjadřuje krajinu fragmentovanou silniční sítí a zástavbou, jejichž vývoj podmiňují socioekonomické faktory (hustota zalidnění, ekonomický rozvoj, intenzita dopravy atd.). Vysoká hustota sídel a dopravní infrastruktury se nachází v severních Čechách, v podhůří Alp a jižním Německu. Ostrůvkovitě se vysoká míra fragmentace projevuje v okolí velkých aglomerací (Berlín, Ostravsko, Krakov). Na druhé straně, nižší hustota plošek ukazuje krajinu méně fragmentovanou. Na její struktuře se z větší části podílí přírodní podmínky (podnebí, nadmořská výška, reliéf), které znesnadňují rozvoj dopravy a osídlení. Úroveň fragmentace ve vyšších nadmořských výškách (Krkonose, Jeseníky, Šumava) se podobá hodnotám členité krajiny Slovenska. Méně fragmentovaná oblast Beskyd se na mapách pro Evropu nezobrazuje (EEA, 2011), přesto by se podle výsledků této diplomové práce měla napojovat na méně fragmentovanou krajinu západního Slovenska. Poslední oblasti s nízkou úrovní fragmentace reprezentují vojenské újezdy. Jedná se o oblasti pod striktní ochranou státu, kde hospodaří

podniky spadající přímo pod ministerstvo obrany (Kubisa, 2007). Jejich nízkou hodnotu nepodmiňují pouze přírodní podmínky, přesto se na ní částečně podílejí (například formou kopcovitého terénu Doupovských hor nebo Brd). Nízká hustota plošek nemusí prokazatelně znamenat, že se jedná o kvalitní hodnotnou krajinu. Hodnocení z hlediska kvality přináší vymezení cenných ploch s přidáním údaje o ekologické integritě.

### 7.3 Využití výsledků v ochraně přírody a krajiny

Vymezení hodnotných území ve fragmentované krajině České republiky s sebou přináší řadu otázek. Základní otázkou je, jak velkou rozlohu a jakou kvalitu musí cenné území mít, aby splňovalo podmínky pro začlenění do stávajícího systému ochrany přírody. Dále by se měla řešit kvalita krajinného pokryvu zvažované oblasti a zejména její propojení s oblastmi sousedními. Například obrázek 49 upozorňuje na migrační význam VÚ Brdy, na jehož území se nachází několik migračních koridorů. Konektivitu krajiny ovšem zhoršují kritická (problémová) místa (Anděl et al., 2005). Průchodu krajinou do nedaleké oblasti Křivoklátska brání dálnice D5 (Anděl et al., 2005; Formánek, 2012). Spojení brdské oblasti směrem na západ (východ) ztěžuje řada dalších problémových míst. Naopak obrázek ukazuje relativně snadné propojení s oblastí Šumavy bohatou na velké savce.

**Obrázek 49: Příklad důležitosti VÚ Brdy jako migračního území pro velké savce**



Poznámka: oblast vojenského újezdu Brdy se nachází zhruba mezi městy Příbram a Rokycany.

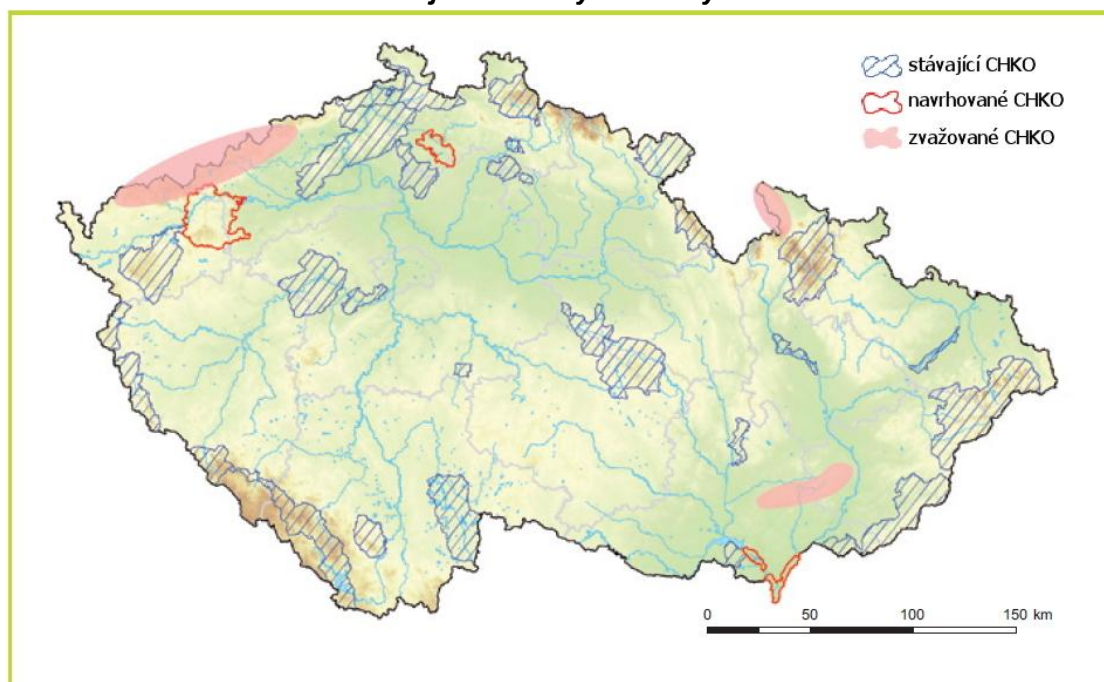
Zdroj: vydalo nakladatelství Evrenia (2010) podle Anděla et al., 2010

Samostatnou kapitolu při vymezování cenných ploch tvoří hodnotná území bez kontaktu s územní ochranou přírody. Z hlediska krajinného pokryvu vymezených oblastí jsou vyrovnané hodnoty smíšených a listnatých lesů (okolo 35 %), které doplňuje jehličnatý les (13 %) a louky a pastviny (6,5 %). Veliký potenciál pro migraci větších savců potvrzuje výskyt MVÚ na 95 % jejich celkové rozlohy a hustota MK (0,391 km/km<sup>2</sup>). Právě menší lokality s vysokou hodnotou mohou vhodně doplnit prvky ekologické sítě (ÚSES), nebo mohou tvořit alespoň nášlapné kameny podporující šíření druhů (MacArthur a Wilson, 1967; Buček a Lacina, 1993).

Vymezenými lokalitami často prochází alespoň jeden migrační koridor, což dokazuje jejich vysoká hustota (např. Jablunkov 0,867, Břežná 0,391 km/km<sup>2</sup>).

Zásadní zhodnocení výsledků přináší jejich porovnání s prioritami budoucí ochrany přírody. V roce 2008 proběhlo vyhodnocení potenciálu území v České republice z hlediska územní ochrany. Výsledkem průzkumu bylo schválení dokumentu Priority vyhlašování velkoplošných zvláště chráněných území obecně a ve vztahu k soustavě Natura 2000, který navazuje na předešlé snahy o rozšíření stávající soustavy chráněných ploch z let 1997 a 2004 (Pešout, 2010). Dokument při naléhavosti ochrany území zohledňuje několik priorit (dostatečná rozloha evropsky významných lokalit, reprezentativnost území, mimořádná přírodovědná hodnota atd.; Pešout, 2010). Výzkum cenných lokalit (uvedený v této diplomové práci) ve srovnání se zvažovanými CHKO (Krušné hory, Rychlebské hory, Chřiby) potvrzuje, že se v krajině České republiky nachází několik oblastí s vysokou přírodní a krajinnou hodnotou (obrázek 50). Zvažované CHKO doplňuje další plošně málo rozsáhlé území vhodné k ochraně evropsky významných lokalit (například Novohradské hory). Oblasti navrhovaných (Doupovské hory, Dolní Morava – Soutok) nebo rozšíření stávajících (Kokořínsko–Jestřebsko–Dokesko) CHKO se již zařazují pod územní ochranu přírody, proto se je výzkumem cenných lokalit nepodařilo prokázat. Překvapivě výzkum nedokazuje nadprůměrnou přírodní a krajinnou hodnotu Ještědského hřbetu, který se též zahrnuje do konceptu na ochranu evropsky významných lokalit.

**Obrázek 50: Návrh rozšíření stávající soustavy chráněných území**



Zdroj: Agentura ochrany přírody a krajiny, 2009; upravit Pešout, 2010

## Kapitola 8

### Závěr

Prostor nezasažený fragmentací je dnes považovaný za cenný a neobnovitelný přírodní zdroj (Anděl, 2010). Jeho největší ohrožení představuje suburbanizace a rozvoj dopravní infrastruktury podporovaný politikou státu. Státní dotační politika jako by se řídila římským příslovím „*Via vis – via vita*“ (silnice je moc, silnice je život; Musil, 1987). Působení silniční sítě na krajinu lze shrnout do tří skupin (vliv konstrukce silnice, krátkodobé a dlouhodobé dopady). Přímý účinek konstrukce silnice způsobuje ztrátu habitatu a problémy vyplývající z podpůrných stavebních činností a infrastruktury. Krátkodobé změny počínající výstavbou silnice představují tvorbu nového mikroklimatu a změny dalších fyzikálních podmínek v různé vzdálenosti od vozovky. Nově utvořené rozhraní zajišťuje stanoviště pro okrajové druhy, či naopak zvyšuje úhyn rostlin v různé vzdálenosti od okraje vozovky (Forman a Alexander, 1998). Silnice záhy působí na živočichy, kteří se jí a jejímu okolí začnou vyhýbat. Dlouhodobě pokračuje ztráta jedinců střety s vozidly, jejichž mrtvá těla se stávají potravou pro další druhy. Ztráta přirozeného prostředí přesahuje hranici silnice a postupně se rozrůstá do okolí. Dochází k fragmentaci stanovišť (izolace populací, zmenšení habitatu). V neposlední řadě ovlivňují okolní prostředí zvyšující se emise z dopravy (hluk, výfukové plyny, prach), které způsobují změny ve druhém složení společenstev (Spellerberg, 1998).

S rozvojem silniční sítě se také rozšiřují zastavěné plochy. Na hlavní dopravní koridory se váží komerční areály (obchodní centra, průmyslové haly), které často postrádají funkční propojení s okolními sídly (Ouředníček a Temelová, 2008). Zázemí větších měst rozšiřuje probíhající výstavba rodinných domů, která v lepším případě alespoň částečně navazuje na stávající sídelní strukturu. V opačném případě se vytváří satelitní městečka bez návaznosti na stávající sídla, čímž umocňují zvýšení míry fragmentace. Největším přímým důsledkem urbanizace se jednoznačně stává zábor půdy a postupné spojování menších sídel do urbanizovaných koridorů.

Sledování změn silniční sítě a rozlohy urbanizovaných ploch je velmi důležité pro pochopení vývoje míry fragmentace krajiny. Po celé období 1920–2012 se na vývoji míry fragmentace projevovalo rozšiřování aglomerací spojené se suburbanizací, která se po útlumu v 50. a 60. letech opět postupně zesilovala. Silniční síť na počátku první republiky byla již poměrně rozvinutá. Doplňovalo ji mnoho polních a lesních cest, které se na fragmentaci krajiny



podílely minimálně. Zpevněné hliněné (částečně šterkové) cesty totiž živočichové překonají bez výraznějších problémů. Postupem času se zintenzivňovala doprava, která podmiňovala rozvoj silniční sítě a tím i nárůst míry fragmentace. Především od 80. let se na fragmentaci podílela výstavba dálnic a rychlostních komunikací. Obecně lze říci, že v celém sledovaném období míra fragmentace České republiky postupně narůstala. Z výsledných map vyplývá zvýšení fragmentace především v jižní polovině státu. V severní polovině se již poměrně vysoká míra fragmentace nadále prohlubuje. Spojením severních a východních Čech se v současnosti vytváří pás vysoce fragmentované krajiny, ze kterého vystupuje jen nefragmentované území bývalého vojenského újezdu Ralsko.

Vojenské újezdy obecně představují v krajině České republiky unikátní oblasti s velkým podílem travino-křovinných lad, které se v kulturní krajině prakticky nevyskytují (Petříček a Plesník, 2007). Jejich specifický způsob řízení umožňuje vznik rozsáhlé hodnotné krajiny s nízkou mírou fragmentace. Vysokou hodnotu území, ke které přispívá vojenská činnost s absencí chemických látek ze zemědělství, potvrzují mnohé přírodovědné výzkumy (např. Pelc, 2007; Petrová, 2007). Nesmí se ovšem zapomenout, že unikátní krajina vojenských újezdů vznikala v kombinaci lidské činnosti a přírodních procesů (Polák, 2007).

Ve druhé části práce byla hodnocena kvalita nefragmentované krajiny pomocí konceptu ekologické integrity. Výsledky představují mapy s vymezenými cennými oblastmi (lokalitami), které by se mohly stát doplňkem současné soustavy chráněných ploch (dle zákona č. 114/1992). Nejvhodnějšími oblastmi pro toto doplnění se jeví Brdy a České Velenice. Rozšíření stávajících chráněných území by umožňovala hodnotná území na hranici ptačích oblastí Libavá, Kralického Sněžníku a Novohradských hor, případně na hranici CHKO Beskydy. Drobné cenné lokality nesusousedící s prvky ochrany přírody jsou vhodné pro rozšíření územního systému ekologické stability. Vysokou přírodní hodnotu vymezených oblastí (lokalit) potvrzuje jejich porovnání s migračně významným územím pro velké savce. Téměř všechny oblasti mají rozlohu z větší části vyhovující velkým savcům. Z tohoto důvodu by bylo vhodné začlenit je do ekologických sítí (ÚSES, EECONET) a podpořit tak opětovný návrat velkých savců do české krajiny.

Úkolem pro další výzkum je detailněji zhodnotit kvalitu vybraných lokalit a zvážit, zda by se mohly stát novými chráněnými územími, či se připojit k územím stávajícím. Podrobnější průzkum vymezených oblastí by rozšířil fragmentační geometrii o železnice, větší vodní toky a plochy, či další nevhodné biotopy. Pomocí terénního průzkumu by se měla navrhnout především šířka disturbanční zóny bariér (silnic, železnic) a na jejím základě vymezit obalová zóna vstupující do výpočtů fragmentace. Dále by bylo vhodné přesně zmapovat negativní projevy fragmentace a navrhnout jejich konkrétní řešení.

Dnešním nástrojům ochrany přírody se zatím nedaří fragmentaci zabránit. Platný zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny sice zakazuje stavět silnice na území chráněných krajinných oblastí a národních parků, přesto se rozvoj silnic těžko zastavuje (viz dostavba dálnice D8 skrz České Středohoří). Sloučení všech stávajících prvků ochrany přírody a krajiny do jedné mapy ukazuje, že krajinu České republiky z větší části pokrývají chráněná území. Bohužel se nedaří tato chráněná území dostatečně propojit. Vyhovující konektivité krajiny brání kritická (problémová) místa, která tvoří pro některé druhy živočichů nepřekonatelné migrační



bariéry (Anděl et al., 2010). Jak se podaří v České republice nezvyšovat míru fragmentace krajiny a začlenit cenné oblasti do ekologických sítí ukáže až následující doba.

## Seznam použité literatury

- ANDĚL, P.; BELKOVÁ, H.; GORČICOVÁ, I.; HLAVÁČ, V.; LIBOSVÁR, T.; ROZÍNEK, R.; ŠIKULA, T.; VOJAR, J. 2011. *Průchodnost silnic a dálnic pro volně žijící živočichy*. Liberec: Evernia, 2011, 154 s.
- ANDĚL, P.; GORČICOVÁ, I.; HLAVÁČ, V.; MIKO, L.; ANDĚLOVÁ, H. 2005. *Hodnocení fragmentace krajiny dopravou: Metodická příručka*. Liberec: Evernia, 2005, 67 s.
- ANDĚL, P.; GORČICOVÁ, I.; PETRŽÍLKA, L. 2008. *Atlas vlivu silniční dopravy na biodiverzitu: Impact of the road traffic on biodiversity atlas*. Liberec: Evernia, 2008, 62 s. ISBN 978-80-903787-3-5.
- ANDĚL, P.; MINÁRIKOVÁ, T.; ANDREAS, M. (eds.). 2010. *Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce*. Liberec: Evernia, 2010, 137 s.
- ANDERSON, J. R.; HARDY, E. E.; ROACH, J. T.; WITMER, R. E. 1976. *Land use and land cover classification system for use with remote sensing data*. Geological Survey Professional Paper. 1976, 28 s.
- ANGEL, S.; PARENT, J.; CIVCO, D. L. 2012. The fragmentation of urban landscapes: global evidence of a key attribute of the spatial structure of cities, 1990–2000. *Environment and Urbanization* [online]. 2012-04-30, vol. 24, issue 1, s. 249–283 [cit. 2014-06-28]. DOI: 10.1177/0956247811433536. Dostupné z: <<http://eau.sagepub.com/cgi/doi/10.1177/0956247811433536>>.
- ANGNOLD, P. G. 1997. The impact of road upon adjacent heathland vegetation: effects on plant species composition. *J. Applied Ecology*, 1997, vol. 34, s. 409–417.
- ANTROP, M., 2003. Expectations of scientists towards interdisciplinary/ transdisciplinary research. In: TRESS, B.; TRESS, G.; VAN DER VALK, A.; FRY, G. (Eds.), *Interdisciplinary and Transdisciplinary Landscape Studies: Potential and Limitations*. Delta Series 2. WUR Alterra, Wageningen, s. 44–54.
- AOPK ČR. 2014. *Poskytování dat a informací*. Data o územní ochraně přírody a krajiny – zvláště chráněná území, Natura 2000, Územní systém ekologické stability. Dostupné z: <<http://ochranaprirody.cz/poskytovani-informaci-a-dat/>>.
- ARCDATA PRAHA. *ArcČR 500: Digitální geografická databáze*. 1 : 500 000. Praha: Arcdata Praha, 2003.
- AUERBACH, N. A.; WALKER, M. D.; WALKER, D. A. 1997. Effect of roadside disturbance on substrate and vegetation properties in arctic tundra. *Ecological Applications*. 1997, vol. 7, no. 1. s. 218–235.

- BERKMANN, J.; BAUMANN, R.; MEYER, U.; MÜLLER, F.; WINDHORST, W. 2001. Ökologische Integrität: Risikovorssorge im Nachhaltigen Landschaftsmanagement. *GAIA*, 2001, vol. 10, no. 2, s. 97–108.
- BIČÍK, I. 2010. *Vývoj využití ploch v Česku*. Praha: Česká geografická společnost, 2010, 250 s. ISBN 978-80-904521-3-8.
- BISSONNETTE, J. A.; ROSA, S. A. 2009. Road Zone Effects in Small-Mammal Communities. *Ecology and Society*. 2009, vol. 14, no. 27. Dostupné z : <<http://ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art27/>>.
- BOARMAN, W. I.; SAZAKI, M. 2006. A highway's road-effect zone for desert tortoises. *Journal of Arid Environments*, 2006, vol. 65, p. 94–101.
- BOLLIGER, J.; KIENAST, F. 2010. Landscape Functions in a Changing Environment. *Landscape Online*, 2010, vol. 21, s. 1–5.
- BOYD, J.; BANZHAF, S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*. 2007, vol. 63, s. 616–626.
- BROMOVÁ, P. 2010. *Hodnocení suburbanizace v zázemí Prahy – vliv na využití krajiny a funkci území* [online]. Praha: Univerzita Karlova v Praze, 2010. 49, xvi s. Vedoucí práce Lucie Kupková.
- BUČEK, A.; LACINA, J. 1993. *Územní systém ekologické stability*. Veronica Brno, 1993, 48 s.
- BUČEK, A.; MADĚRA, P.; ÚRADNÍČEK, L. 2007. Ecological network creation in the Czech Republic. *Ekologie krajiny: Journal of landscape ecology*. Brno: Lesnická práce, 2007, č. 10, s. 12–24. ISBN 978-80-86386-97-3.
- BURKHARD, B.; KROLL, F.; MÜLLER, F.; WINDHORST, W. (2009): Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – A Concept for Land Cover Based Assessments. *Landscape Online*, 2009, vol. 15, s. 1–22.
- BURKHARD, B.; KROLL, F.; NEDKOV, S.; MÜLLER, F. 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators* [online]. 2012, vol. 21, s. 17–29 [cit. 2014-06-28]. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.06.019. Dostupné z: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X11001907>>.
- CADENASSO, M. L.; PICKETT, S. T. A. 2000. Linking forest edge structure to edge function: mediation of herbivore damage. *Journal of Ecology*. 2000, vol. 88, s. 31–45.
- CAMPBELL, D. 1993. *Long term changes in the hydrology, water chemistry, and vegetation in a peatland after road construction*. PhD thesis, Burlington: University of Vermont, 1993.
- CONCEIÇÃO, K. S.; DE OLIVEIRA, V. M. 2010. Habitat fragmentation effects on biodiversity patterns. *Physica A: Statistical Mechanics and its Applications* [online]. 2010, vol. 389, no. 17, s. 3496–3502 [cit. 2014-06-28]. DOI: 10.1016/j.physa.2010.04.036. Dostupné z: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378437110003754>>.
- CORINE LAND COVER 2006 raster data. *European Environment Agency* [online]. 2006 [cit. 2012-05-22]. Dostupné z: <<http://eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2006-raster>>.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R. S.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. 1997. The value of world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 1997, vol. 387, s. 253–260. DOI:10.1038/387253a0.
- ČERMÁK, Z.; HAMPL, M.; MÜLLER, J. 2009. Současné tendence vývoje obyvatelstva metropolitních areálů v Česku: dochází k významnému obratu? *Geografie*. 2009, č. 114, s. 37–51.

- ČESKÁ REPUBLIKA. 1994. Zákon č. 114/1992 ze dne 19. února 1992 o ochraně přírody a krajiny. In: *Sbírka zákonů České republiky*. 1994, Částka 28, s 666–696. Dostupný z: <<http://ftp.aspi.cz/opispdf/1992/028-1992.pdf>>.
- ČESKÁ REPUBLIKA. 1997. Zákon č. 13/1997 ze dne 21. února 1997 o pozemních komunikacích. In: *Sbírka zákonů České republiky*. 1997, Částka 3, s 47–64. Dostupný z: <<http://ftp.aspi.cz/opispdf/1997/003-1997.pdf>>.
- DAILY, G. C. 1997. *Nature's Services Societal Dependence On Natural Ecosystems*. Island Press, Washington DC, 1997.
- DE GROOT, R. S. 1992. *Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making*. Wolters-Noordhoff BV, Groningen, 1992.
- DE GROOT, R. S. 2006. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 2006, vol. 75, s. 175–186. DOI:10.1016/j.landurbplan.2005.02.016.
- DUFEK, J.; ADAMEC, V.; JEDLIČKA, J. 2004. Fragmentace lokalit dopravní infrastrukturou: ekologické efekty a možná řešení v projektu COST 341. In: *Centrum dopravního výzkumu* [online]. 12. 10. 2004 [cit. 2012-03-24]. Dostupné z: <http://cdv.cz/fragmentacelokalit-dopravni-infrastrukturou-ekologicke-efekty-a-mozna-reseni-v-projektu-cost-341/>.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. 2011. *Landscape fragmentation in Europe: Joint EEA–FOEN Report*. Copenhagen: Schultz Grafisk, 2011, vol. 2011, no. 2. ISSN 1725- 9177.
- EGOH, B.; REYERS, B.; ROUGET, M.; RICHARDSON, D. M.; LE MAITRE, D. C.; VAN JAARVELD, A. S. 2008. Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2008, vol. 127, s. 135–140. DOI:10.1016/j.agee.2008.03.013.
- ELLENBERG, H.; MÜLLER, K.; STOTTELE, T. 1981. Straßen-Ökologie: Auswirkungen von Autobahnen und Straßen auf Ökosysteme deutscher Landschaften. *Ökologie und Straße. Bonn, Germany: Broschürenreihe der deutschen Straßenliga*, 1981, Ausgabe 3, s. 19–122.
- EUROPEAN COMMISSION. 2002. *COST 341: Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2002, 253 s.
- FARBER, S. C.; COSTANZA, R.; WILSON, M. A. 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics*, 2002, vol. 41, s. 375–392.
- FISCHER, D.; SEDLÁČEK, O. 2007. Vybrané skupiny živočichů Vojenského újezdu Brdy: možnosti a perspektivy jejich ochrany. In PETŘÍČEK, V.; KUCHAROVÁ, P. (eds.) *Ochrana přírody a krajiny ve vojenských újezdech: sborník z konference Libavá 3. - 4. května*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, 2007, s. 173–186.
- FŇUKALOVÁ, E. 2013. *Typologie krajiny Střední Evropy – vztah přírodních podmínek a kvality krajiny z hlediska potenciálu ekosystémových služeb* [online]. Praha: Univerzita Karlova v Praze, 2013. 68 s. Vedoucí práce Dušan Romportl.
- FORMAN, R. T. T.; SPERLING, D.; BISSONETTE, J. A.; CLEVINGER, A. P.; CUTSHALL, C. D.; DALE, V. H.; FAHRIG, L.; FRANCE, R.; GOLDMAN, C. R.; HEANUE, K.; JONES, J. A.; SWANSON, F. J.; TURRENTINE, T.; WINTER, T. C. 2003. *Road ecology: science and solutions* [online]. Washington, DC: Island Press, 2003, xix, 481 s. [cit. 2014-06-28]. ISBN 15-596-3933-4.
- FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1998, vol. 29, s. 207–231.

- FORMAN, R. T. T.; DEBLINGER, R. D. 2000. The Ecological Road-Effect Zone of a Massachusetts (USA) Suburban Highway. *Conservation Biology*, 2000, vol. 14, no. 1, s. 36–46.
- FORMAN, R. T.; GODRON, M. 1993. *Krajinná ekologie*. 1. vyd. Praha: Academia, 1993, 583 s. ISBN 80-200-0464-5.
- FORMÁNEK, Z. 2012. *Prostupnost krajiny mezi Brdy a Křivoklátskem pro různé typy organismů*. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, 2012. Vedoucí práce Barbora Tobolová.
- FORCHTSAMOVÁ, H. 2012. *Monitoring šelem ve vojenském újezdu Jince*. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, 2012. Vedoucí práce Petr Zasadil.
- FREUDENBERGER, L.; HOBSON, P. R.; RUPIC, S.; PE'ER, G.; SCHLUCK, M.; SAUERMAN, J.; KREFT, S.; SELVA, N.; IBISCH, P. L. 2013. Spatial road disturbance index (SPROADI) for conservation planning: a novel landscape index, demonstrated for the State of Brandenburg, Germany. *Landscape Ecology* [online]. 2013, vol. 28, no. 7, s. 1353-1369 [cit. 2014-06-28]. DOI: 10.1007/s10980-013-9887-8. Dostupné z: <<http://link.springer.com/10.1007/s10980-013-9887-8>>.
- FRIEDL, M. 2007. Kostra ekologické stability na Lesní správě Velký Újezd (VÚ Libavá). In PETŘÍČEK, V.; KUCHAROVÁ, P. (eds.) *Ochrana přírody a krajiny ve vojenských újezdech: sborník z konference Libavá 3. - 4. května*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, 2007, s. 215–224.
- FU, W.; LIU, S.; DEGLORIA, S. D.; DONG, S.; BEAZLEY, R. 2010. Characterizing the “fragmentation–barrier” effect of road networks on landscape connectivity: A case study in Xishuangbanna, Southwest China. *Landscape and Urban Planning* [online]. 2010, vol. 95, issue 3, s. 122–129 [cit. 2014-06-28]. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2009.12.009. Dostupné z: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169204609002448>>.
- GAWLAK, CH. 2001. Unzerschnittene verkehrsarme Räume in Deutschland 1999. *Natur und Landschaft*. 2001, vol. 76, isseu 11, s. 481–484.
- GIRVETZ, E. H.; THORNE, J. H.; BERRY, A. M.; JAEGER, J. A. G. 2008. Integration of landscape fragmentation analysis into regional planning: A statewide multi-scale case study from California, USA. *Landscape and Urban Planning*. 2008, vol. 86, no. 3-4, s. 205-218. ISSN 01692046. Dostupné z: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169204608000352>>.
- GULINCK, H.; WAGENDORP, T. 2002. References for fragmentation analysis of the rural matrix in cultural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 2002, vol. 58, s. 137–146.
- HAMPL, M.; KÜHN, K.; GARDAVSKÝ, V. 1987. *Regionální struktura a vývoj systému osídlení ČR*. 1. vyd. Praha: Univerzita Karlova, 1987, 255 s.
- HAVEL, P. 2012. *Dopady komerční suburbánní výstavby v zázemí Prahy na půdní pokryv a predikce budoucího vývoje* [online]. Praha: Univerzita Karlova v Praze, 2012, 73 s. Vedoucí práce Tomáš Chuman.
- HEBÁK, P.; HUSTOPECKÝ, J.; JAROŠOVÁ, E.; MALÁ, I. 2004. *Vícerozměrné statistické metody 3*. Vyd. 1. Praha: Informatorium, 2004, 3 sv. ISBN 80-7333-025-31.
- HINDLS, R.; NOVÁK, I.; HRONOVÁ, S. 2000. *Metody statistické analýzy pro ekonomy*. 2. vyd. Praha: Management Press, 2000, 259 s. ISBN 80-7261-013-9.
- HUDEČEK, T. 2008. *Akcesibilita a dopady její změny v Česku v transformačním období: vztah k systému osídlení*. Praha, 2008. 119 s., [10] l. příl. Vedoucí práce Miroslav Marada.
- CHURAN, R. 2010. *Analýza vývoje silniční a dálniční sítě v jednotlivých dekádách 20. stol. pomocí GIS* [online]. Praha: Univerzita Karlova v Praze, 2010, 48 s. Vedoucí práce Tomáš Hudeček.

- IUELL, B.; BEKKER, G. J.; CUPERUS, R.; DUFEK, J.; FRY, G.; HICKS, C.; HLAVAC, V.; KELLER, V.; ROSELL, C.; SANGWINE, T.; TORSLOV, N.; WANDALL, B. M. (eds). 2003, COST 341: *Habitat fragmentation due to transportation infrastructure – Wildlife and tradic – A European handbook for identifying conflicts and designing solutions*, KNNV Publishers, 2003. ISBN 90-5011-186-6.
- JAEGER, J. A. G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*. 2000, vol. 15, s. 115–130.
- JAEGER, J. A. G.; BERTILLER, R.; SCHWICK, CH.; MÜLLER, K.; STEINMEIER, CH.; EWALD, K. C.; GHAZOUL, J. 2008. Implementing Landscape Fragmentation as an Indicator in the Swiss Monitoring System of Sustainable Development (Monet). *Journal of Environmental Management*. 2008, vol. 88, no. 4, s. 737–751. ISSN 03014797. DOI: 10.1016/j.jenvman.2007.03.043. Dostupné z: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479707001387>>.
- JAEGER, J. A. G.; BOWMAN, J.; BRENNAN, J.; FAHRIG, L.; BERT, D.; BOUCHARD, J.; CHARBONNEAU, N.; FRANK, K.; GRUBER, B.; VON TOSCHANOWITZ, K. T. 2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*. 2005, vol. 185, issues 2–4, s. 329–348. ISSN 03043800. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2004.12.015. Dostupné z: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304380005000050>>.
- JAEGER, J. A. G.; HOLDEREGGER, R., 2005. 'Thresholds of landscape fragmentation' (in German: 'Schwellenwerte der Landschaftszerschneidung'), *GAIA*. 2005, vol. 14, s. 113–118.
- JONGMAN, R. H. G. 2002. Homogenisation and fragmentation of the European landscape: ecological consequence and solutions. *Landscape and Urban Planning*, 2002, vol. 58, s. 211–221.
- KAREIVA, P.; WENNERGREN, U. 1995. Connecting landscape patterns to ecosystems and population processes. *Nature*, 1995, vol. 373, s. 299–302.
- KEKEN, Z.; JEŽEK, M.; KUŠTA, T. 2011a. Vliv silnic a silniční dopravy na životní prostředí a definování plochy přímého impaktu. *Acta Pruhoniciana*. 2011, roč. 99, s. 183–188.
- KEKEN, Z.; KUŠTA, T.; JEŽEK, M.; MARTIŠ, M. 2011b. A comparison of changes in landscape structures in model sections of the D1 motorway. *Journal of Landscape Studies*, 2011, vol. 4, s. 25–34.
- KEPRTA, A. 2011. *Vliv sub/urbanizace na přírodní prostředí a analýza záboru půd podél dálnice D5* [online]. Praha: Univerzita Karlova v Praze, 2011. 66 s. Vedoucí práce Tomáš Chuman.
- KEPRTA, A. 2013. *Změny krajinného pokryvu a struktury krajiny v zázemí Prahy vlivem sub-urbanizace* [online]. Praha: Univerzita Karlova v Praze, 2013. 64 s. Vedoucí práce Tomáš Chuman.
- KIENAST, F.; BOLLIGER, J.; POTSCHIN, M.; DE GROOT, R. S.; VERBURG, P. H.; HELLER, I.; WASHER, D.; HAINES-YOUNG, R. 2009. Assessing Landscape Functions with Broad-Scale Environmental Data: Insights Gained from a Prototype Development for Europe. *Environmental Management*. 2009, vol. 44, s. 1099–1120.
- KRÁLÍKOVÁ, M. 2012. *Analýza sekundárního rozvoje, respektive komerční suburbanizace v okolí rychlostních silnic* [online]. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, 2012. 76 s. Vedoucí práce Miroslav Martiš.
- KUBISA, V. 2007. Organizace lesního hospodářství ve vojenských újezdech České republiky. In PETŘÍČEK, V.; KUCHAROVÁ, P. (eds.) *Ochrana přírody a krajiny ve vojenských újezdech: sborník z konference Libavá 3. - 4. května*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, 2007, s. 17–18.

- LI, H.B.; WU, J.G. 2004. Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology*, 2004, vol. 19, s. 389–399.
- LIU, S. L.; CUI, B. S.; DONG, S. K.; YANG, Z. F.; YANG, M.; HOLT, K. 2008. Evaluating the influence of road networks on landscape and regional ecological risk: A case study in Lancang River Valley of Southwest China. *Ecological Engineering*, 2008, vol. 34, s. 91–99.
- MABELIS, A. 1990. Natuurwaarden in cultuurlandschappen. *Landschap*, 1990, vol. 7, s. 253–267
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University Press, 1967, 203 s. ISBN 06-910-8836-5.
- MARCANTONIO, M.; ROCCHINI, D.; GERI, F.; BACARO, G. 2013. Biodiversity, roads, and landscape fragmentation: Two Mediterranean cases. *Applied Geography*, 2013, vol. 42, s. 63–72.
- MEEUS, J. H. A. 1995. Pan-European Landscapes. *Landscape and Urban Planning*. 1995, vol. 31, s. 57–79.
- MIKÁTOVÁ, B.; VLAŠÍN, M. 2002. *Obojživelníci a doprava*. Brno: ČSOP Veronica, 2002, 137 s.
- MIKO, L.; HOŠEK, M. (eds.). 2009. *Příroda a krajina České republiky: Zpráva o stavu 2009*. 1. vydání. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2009, 102 s. ISBN 978-80-87051-70-2.
- MOSER, B.; JAEGER, J. A. G.; TAPPEINER, U.; TASSER, E. 2007. Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. *Landscape Ecology*. 2007, vol. 22, no. 3. ISSN 0921-2973. Dostupné z: <http://springerlink.com/index/10.1007/s10980-006-9023-0>.
- MUSIL, J., F. 1987. *Po stezkách k dálnicím: kapitoly z dějin silnic, silničních dopravních prostředků a silničního stavitelství*. Praha: Nakladatelství dopravy a spojů, 1987, 213 s.
- MUSIL, J.; VELÍŠKOVÁ, L.; RYŠAVÝ, Z. 1984. *Dlouhodobý vývoj aglomerací v ČSR*. 1. vyd. Praha: Výzkumný ústav výstavby a architektury, 1984, 146 s.
- MÜLLER, F. 2005. Indicating ecosystem and landscape organisation. *Ecological Indicators*. 2005, vol. 5, no. 4, s. 280-294. Doi:10.1016/j.ecolind.2005.03.017.
- MÜLLER, S.; BERTHOULD, G. 1997. *Fauna/Traffic safety: Manual for Civil Engineers*. Lausanne, LAVOC EPFL, 119 s.
- MÜLLER, F.; BURKHARD, B. 2007. An ecosystem based framework to link landscape structures, functions and services. In: MANDER, Ü.; WIGGERING, H.; HELMING, K. (eds.): *Multifunctional Land Use – Meeting Future Demands for Landscape Goods and Services*, 2007, s. 37–64.
- MÜLLEROVÁ, J., VÍTKOVÁ, M.; VÍTEK O. 2011. The impacts of road and walking trails upon adjacent vegetation: Effects of road building materials on species composition in a nutrient poor environment. *Science of the Total Environment*, 2011, vol. 409, s. 3839–3849.
- NAIDOO, R.; BALMFORD, A.; COSTANZA, R.; FISHER, B.; GREEN, R. E.; LEHNER, B.; MALCOLM, T. R.; RICKETTS, T. H. 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2008, vol. 105, no. 28, s. 9495–9500. DOI:10.1073/pnas.0707823105.
- NEHER, A. D.; ASMUSSEN, D.; LOVELL, S. T. 2013: Roads in northern hardwood forests affect adjacent plant communities and soil chemistry in proportion to the maintained roadside area. *Science of the Total Environment*. 2013, Elsevier, vol. 449, s. 320-327.
- OUŘEDNÍČEK, M.; TEMELOVÁ, J. 2008. Současná česká suburbanizace a její důsledky. *Veřejná správa*, 2008, č. 4.



- PALOČKOVÁ, A. 2013. *Změny krajiny vlivem suburbanizace – příklad jihovýchodního zázemí Prahy* [online]. Praha: Univerzita Karlova v Praze, 2013. 74 s. Vedoucí práce Dušan Romportl.
- PAUCHARD, A.; ALABACK, P. B. 2004. Influence of elevation, land use and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of South-central China. *Conservation Biology*, 2004, vol. 18, no. 1, s. 238–248.
- PELC, F. 2007. Vojenské újezdy – alternativa klasické ochrany přírody a krajiny: Transformace AOPK, vojenské újezdy a souvislosti. In PETŘÍČEK, V.; KUCHAROVÁ, P. (eds.) *Ochrana přírody a krajiny ve vojenských újezdech: sborník z konference Libavá 3. - 4. května*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, 2007, s. 19–24.
- PETEROVÁ, P. 2007. Natura 2000 ve vojenských újezdech. In PETŘÍČEK, V.; KUCHAROVÁ, P. (eds.) *Ochrana přírody a krajiny ve vojenských újezdech: sborník z konference Libavá 3. - 4. května*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, 2007, s. 31–46.
- PETŘÍČEK, V.; PLESNÍK, J. 2007. Tanky a mateřídouška – 10 let poté. In PETŘÍČEK, V.; KUCHAROVÁ, P. (eds.) *Ochrana přírody a krajiny ve vojenských újezdech: sborník z konference Libavá 3. - 4. května*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, 2007, s. 73–84.
- PEŠOUT, P. 2010. Doplnění soustavy chráněných krajinných oblastí v České republice. *Ochrana přírody*. 2010, č. 1, s. 6–11.
- PODŠKUBKOVÁ, T. 2012. *Analýza sekundárního rozvoje, respektive komerční suburbanizace v lokalitách provozu rychlostních silnic* [online]. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, 2012. 73 s. Vedoucí práce Miroslav Martiš.
- POLÁK, P. 2007. Lesní hospodářství a myslivost ve Vojenském újezdu Libavá. In PETŘÍČEK, V.; KUCHAROVÁ, P. (eds.) *Ochrana přírody a krajiny ve vojenských újezdech: sborník z konference Libavá 3. - 4. května*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, 2007, s. 287–292.
- POTSCHIN, M. B.; HAINES-YOUNG, R. H. 2011. Ecosystem Services: Exploring a Geographical Perspective. *Progress in Physical Geography*. 2011, vol. 35, no. 5, s. 575–594.
- RICO, A.; KINDLMANN, P.; SEDLÁČEK, F. 2007. Barrier effects of roads on movements of small mammals. *Folia Zoologica*. 2007, vol. 56, no. 1, s. 1–12.
- RICHARDSON, J. H.; SHORE, R. F.; TREWEEK, J. R.; LARKIN, S. B. C. 1997. Are major roads barriers to small mammals? *Journal of Zoology*. London, 1997, vol. 243, s. 840–846 [cit. 2014-08-16]. DOI: 10.1111/j.1469-7998.1997.tb01982.x. Dostupné z: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1469-7998.1997.tb01982.x>>.
- ROMIN, L. A.; BISSONETTE, J. A. 1996. Temporal and spatial distribution of highway mortality of mule deer on newly constructed roads at Jordanelle Reservoir, Utah. *Great Basin Naturalist*., vol. 56, s. 1–11.
- ROMPORTL, D. 2010. *Typologie krajiny České republiky* [online]. Praha: Univerzita Karlova v Praze, 2010. 147 s. Vedoucí práce Zdeněk Lipský.
- ROMPORTL, D.; CHUMAN, T. 2010. Změny struktury krajiny vlivem rezidenční a komerční suburbanizace v České republice. [online] [cit. 2011-09-14]. Dostupné na: <<http://uvzo.suburbanizace.cz/analzy.htm>>.
- ROMPORTL, D.; ZÝKA, V. (in prep.): Landscape fragmentation and coherence of NATURA 2000 network within Central Europe.
- ROZÍNEK, R.; FRANCEK, J. 2006. *Ochrana obojživelníků a plazů na komunikacích s využitím podchodů a nadchodů*. Hradec Králové: Natura servis, s. r. o., 2006.

- RYŠAVÝ, Z.; LINK, J.; VELÍŠKOVÁ, L. 1994. Proces suburbanizace v souvislostech procesu přeměny osídlení v letech 1869–1991: Česko, Pražská aglomerace (na území okresů Praha, Praha-východ, Praha-západ, Beroun, Kladno, Mělník). *Územní plánování a urbanismus*. 1994, roč. 21, č. 3–4, s. 189–199.
- ŘEDITELSTVÍ SILNIC A DÁLNIC ČR. 2013. *Páteří síť silnic a dálnic v ČR*. Praha: Agentura Lucie, 2013, 164 s.
- SAUNDERS, S. C.; MISLIVETS, M. R.; CHEN, J.; CLELAND, D. T. 2002. Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region, USA. *Biological Conservation*, 2002, vol. 103, s. 209–225.
- SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*. 1991, vol. 5, s. 18–32.
- SERRANO, M.; SANZ, L.; PUIG, J.; PONS, J. 2002. Landscape fragmentation caused by the transport network in Navarra (Spain): Two-scale analysis and landscape integration assessment. *Landscape and Urban Planning*, 2002, vol. 58, s. 113–123.
- SPELLERBERG, I. F. 1998. Ecological effects of roads and tradic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters*. 1998, vol. 7, s. 317–333.
- WETNAM, R. D.; FISHER, B.; MBILINYI, B. P.; MUNISHI, P. K. T.; WILLCOCK, S.; RICKETTS, T.; MWAKALILA, S.; BALMFORD, A.; BURGESS, N. D.; MARSHALL, A. R.; LEWIS, S. L. 2010. Mapping socio-economic scenarios of land cover change: a GIS method to enable ecosystem service modelling. *Journal of Environmental Management*, 2010, DOI:10.1016/j.jenvman. 2010. 09.007.
- SÝKORA, L. 2002. Suburbanizace a její důsledky: výzva pro výzkum, usměrňování rozvoje území a společenskou angažovanost. In SÝKORA, L. (ed.). *Suburbanizace a její sociální, ekonomické a ekologické důsledky*. Ústav pro ekopolitiku, 2002, s. 9–20.
- SÝKORA, L.; MULÍČEK, O. 2012. Urbanizace a suburbanizace v Česku na počátku 21. století. *Urbanismus a územní rozvoj*. 2012, roč. 15, č. 5, s. 27–38.
- ŠEBKOVÁ, M. 2012. *Analýza sekundárního rozvoje, respektive komerční suburbanizace v okolí vybraných dálničních úseků* [online]. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, 2012. 81 s. Vedoucí práce Miroslav Martiš.
- ŠERÁ, B. 2008. Road vegetation in Central Europe – an example from the Czech Republic. *Biológia*, 2008, vol. 63, no. 6, s. 1085–1088.
- TALLIS, H.; POLASKY, S. 2009. Mapping and Valuing Ecosystem Services as an Approach for Conservation and Natural-Resource Management. *Annals of the New York Academy of Science*, 2009, vol. 1162, s. 265–283. DOI:10.1111/j.1749-6632.2009.04152.x.
- TILLMANN, J. E. 2005. Habitat Fragmentation and Ecological Networks in Europe. *GAIA: Ecological Perspectives for Science and Society* [online]. 2005, vol. 14, no. 2, s. 119–123, 1. 6. 2005 [cit. 2012-04-16]. Dostupné z: <<http://ingentaconnect.com/content/oekom/gaia/2005/00000014/00000002/art00011>>.
- TROCMÉ, M.; CAHILL, S.; DE VRIES, J. G.; FARRALL, H.; FOLKESON, L.; FRY, G.; HICKS, C.; PEYMEN, J. 2003. *COST 341 - Habitat fragmentation due to transportation infrastructure: the European review*. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2003, 714 s.

- VAN DER REE, R.; JAEGER, J. A. G.; VAN DER GRIFT, E. A.; CLEVINGER, A. P. 2011. Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: road ecology is moving towards larger scales. *Ecology and Society*, 2011, vol. 16, no. 48. Dostupné z: <<http://ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art48/>>.
- VÍTEK, O. 2005. *Vliv cestní sítě na vegetaci subalpínského stupně Krkonoš*. Praha, 2005. Vedoucí práce Martin Braniš.
- VÍTKOVÁ, M., VÍTEK, O.; MÜLLEROVÁ, J. 2012. Antropogenní změny vegetace nad horní hranicí lesa v Krkonošském národním parku s důrazem na vliv turistiky. *Opera Corcontica*, 2012, roč. 49, s. 5–30.
- VOSTRACKÁ, B. 2008. *Mapování změn zástavby s využitím dat DPZ* [online]. Praha: Univerzita Karlova v Praze, 2008. 75 s. Vedoucí práce Markéta potůčková.
- WALLACE, K. J. 2007. Classification of Ecosystem Services: Problems and Solutions. *Biological Conservation*. 2007, vol. 139, s. 235–246.
- WEI, F.; SHILIANG, L.; SHIKUI, D. 2010. Landscape pattern changes under the disturbance of road networks. *Procedia Environmental Sciences*, 2010, vol. 2, s. 859–867.
- ZIPPERER, T.; FORESMAN, W.; WALKER, S. P.; DANIEL, C. T. 2012. Ecological consequences of fragmentation and deforestation in an urban landscape: a case study. *Urban Ecosystems* [online]. 2012, vol. 15, no. 3, s. 533–544 [cit. 2014-01-15]. DOI: 10.1007/s11252-012-0238-3. Dostupné z: <<http://link.springer.com/10.1007/s11252-012-0238-3>>.
- ZVÁRA, K. 1998. *Biostatistika*. 1. vyd. Praha: Karolinum, 1998, 210 s. ISBN 80-7184-773-9.
- ZÝKA, V. 2012. *Fragmentace krajiny České republiky a ochrana její prostupnosti s využitím ekologických sítí* [online]. Praha: Univerzita Karlova v Praze, 2012. 53 s. Vedoucí práce Dušan Romportl.
- ŽALUD, J. 1961. *Silnice*. Praha: SNTL, 1961, 2. sv.

## Přílohy

Příloha č. 1: Výstupy shlukové analýzy a rozřazení do kategorií podle přírodní hodnoty

Tabulka P1a: Výstupy pro 3 shluky

Vstup	Číslo	Průměr	Směrodatná odchylka	Rozptyl	Kategorie
EMS	1	3,679009	1,086207	1,179846	1
BIOH	1	0,743280	0,726031	0,527121	1
EMS	2	-0,329949	0,282806	0,079979	3
BIOH	2	-0,710923	0,734885	0,054006	3
EMS	3	-0,061895	0,468143	0,219158	2
BIOH	3	0,827100	0,494792	0,244819	2

Tabulka P1b: Výstupy pro 4 shluky

Vstup	Číslo	Průměr	Směrodatná odchylka	Rozptyl	Kategorie
EMS	1	3,727369	1,058355	1,120116	1
BIOH	1	0,735109	0,726691	0,528709	1
EMS	2	-0,438840	0,275752	0,076039	4
BIOH	2	-2,105820	0,808397	0,653050	4
EMS	3	-0,295032	0,293361	0,086061	3
BIOH	3	-0,361459	0,358106	0,128240	3
EMS	4	-0,021565	0,498370	0,248372	2
BIOH	4	0,972781	0,428639	0,183731	2

Tabulka P1c: Výstupy pro 5 shluků

Vstup	Číslo	Průměr	Směrodatná odchylka	Rozptyl	Kategorie
EMS	1	3,747182	1,046811	1,095813	1
BIOH	1	0,731550	0,727123	0,528708	1
EMS	2	-0,202768	0,349586	0,122210	3
BIOH	2	0,283562	0,277860	0,077206	3
EMS	3	-0,327300	0,270042	0,072923	4
BIOH	3	-0,573942	0,318662	0,101546	4
EMS	4	-0,457650	0,270161	0,072987	5
BIOH	4	-2,384590	0,777161	0,603980	5
EMS	5	0,072345	0,547526	0,299785	2
BIOH	5	1,213579	0,330807	0,109433	2

Tabulka P1d: Výstupy pro 6 shluků

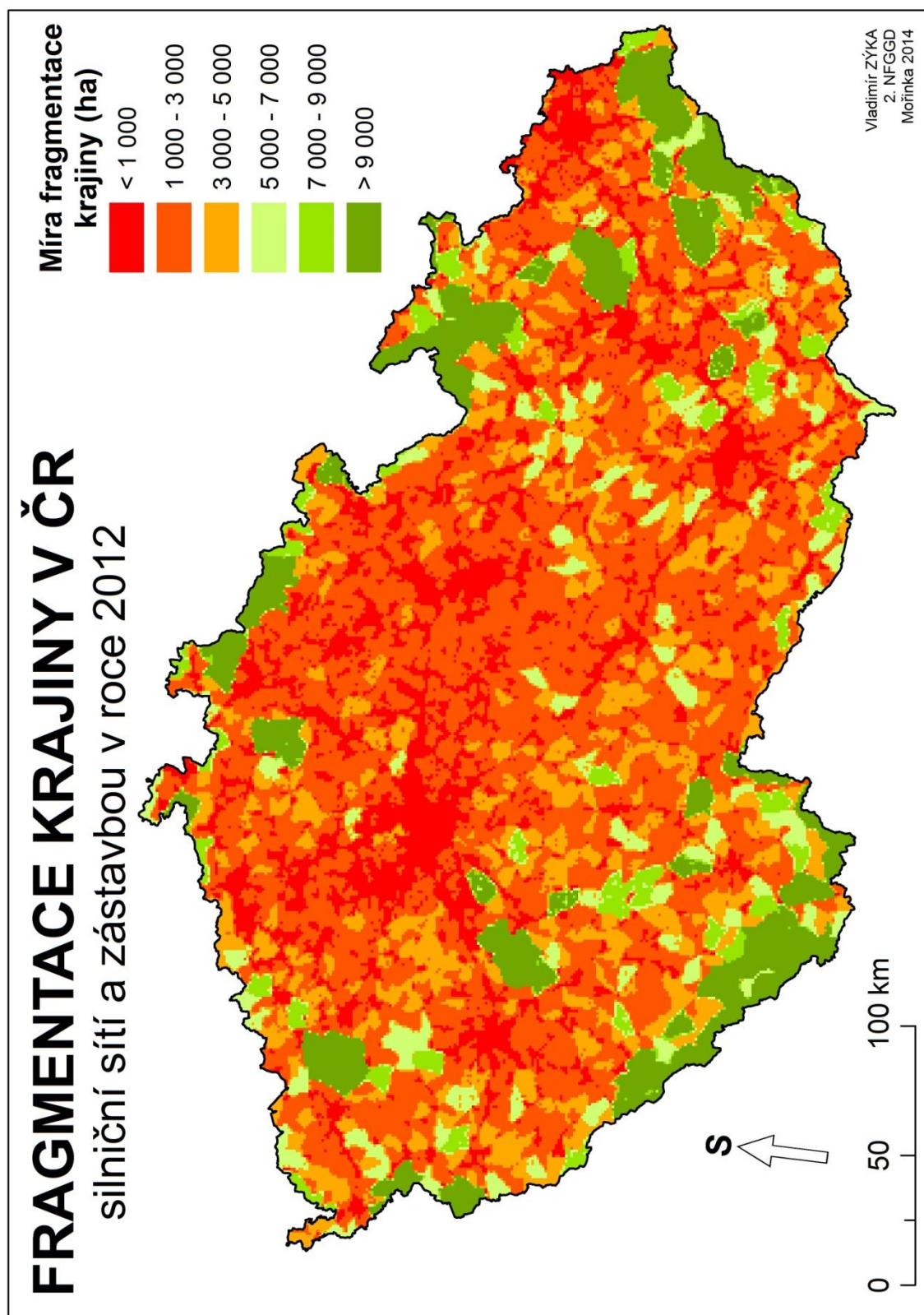
Vstup	Číslo	Průměr	Směrodatná odchylka	Rozptyl	Kategorie
EMS	1	4.336171	0,601221	0,361466	1
BIOH	1	0.747669	0,716223	0,512975	1
EMS	2	-0.230203	0,274755	0,075490	4
BIOH	2	0.245533	0,263339	0,069347	4
EMS	3	-0.335900	0,242596	0,058853	5
BIOH	3	-0.586272	0,318220	0,101264	5
EMS	4	-0.461430	0,256764	0,065928	6
BIOH	4	-2.399210	0,775142	0,600845	6
EMS	5	-0.087175	0,340137	0,115693	3
BIOH	5	1.199600	0,328148	0,107681	3
EMS	6	1.742796	0,547684	0,299957	2
BIOH	6	0.735228	0,704043	0,495676	2

Tabulka P1e: Výstupy pro 7 shluků

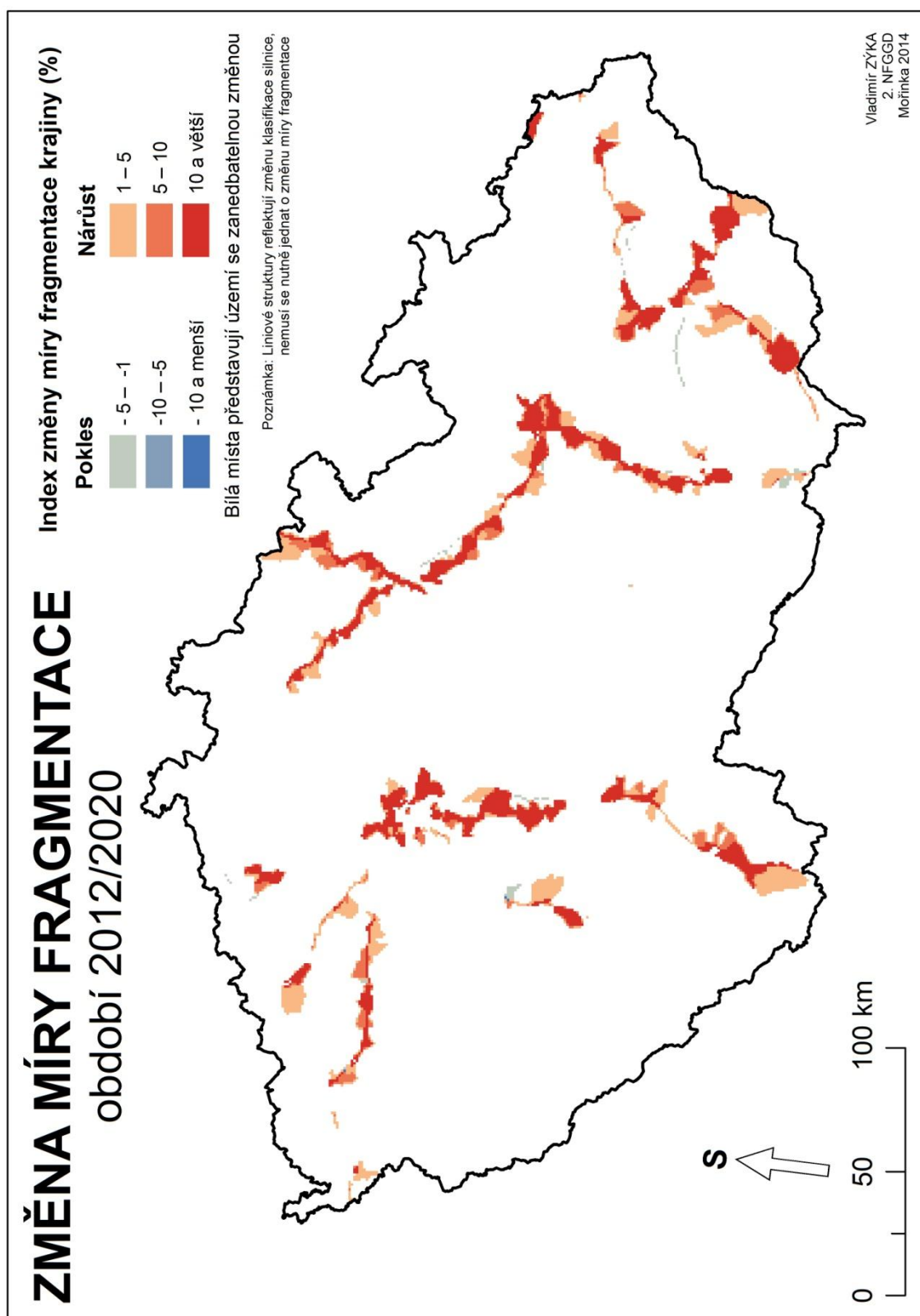
Vstup	Číslo	Průměr	Směrodatná odchylka	Rozptyl	Kategorie
EMS	1	-0,300456	0,180469	0,032569	4
BIOH	1	0,271960	0,264695	0,070063	4
EMS	2	0,506335	0,399452	0,159562	5
BIOH	2	-0,177872	0,419829	0,176256	5
EMS	3	-0,376458	0,163167	0,026624	6
BIOH	3	-0,591897	0,323702	0,104783	6
EMS	4	-0,463820	0,246792	0,060906	7
BIOH	4	-2,414210	0,773022	0,597562	7
EMS	5	1,819250	0,531236	0,282212	2
BIOH	5	0,906540	0,592327	0,350851	2
EMS	6	-0,083103	0,337760	0,114082	3
BIOH	6	1,207271	0,325868	0,106190	3
EMS	7	4,333399	0,603761	0,364528	1
BIOH	7	0,741343	0,718031	0,515568	1

Příloha č. 2: Prezentace vybraných výsledků pomocí kompletních tematických map

Mapa P2a: Současná míra fragmentace krajiny v ČR (rok 2012)

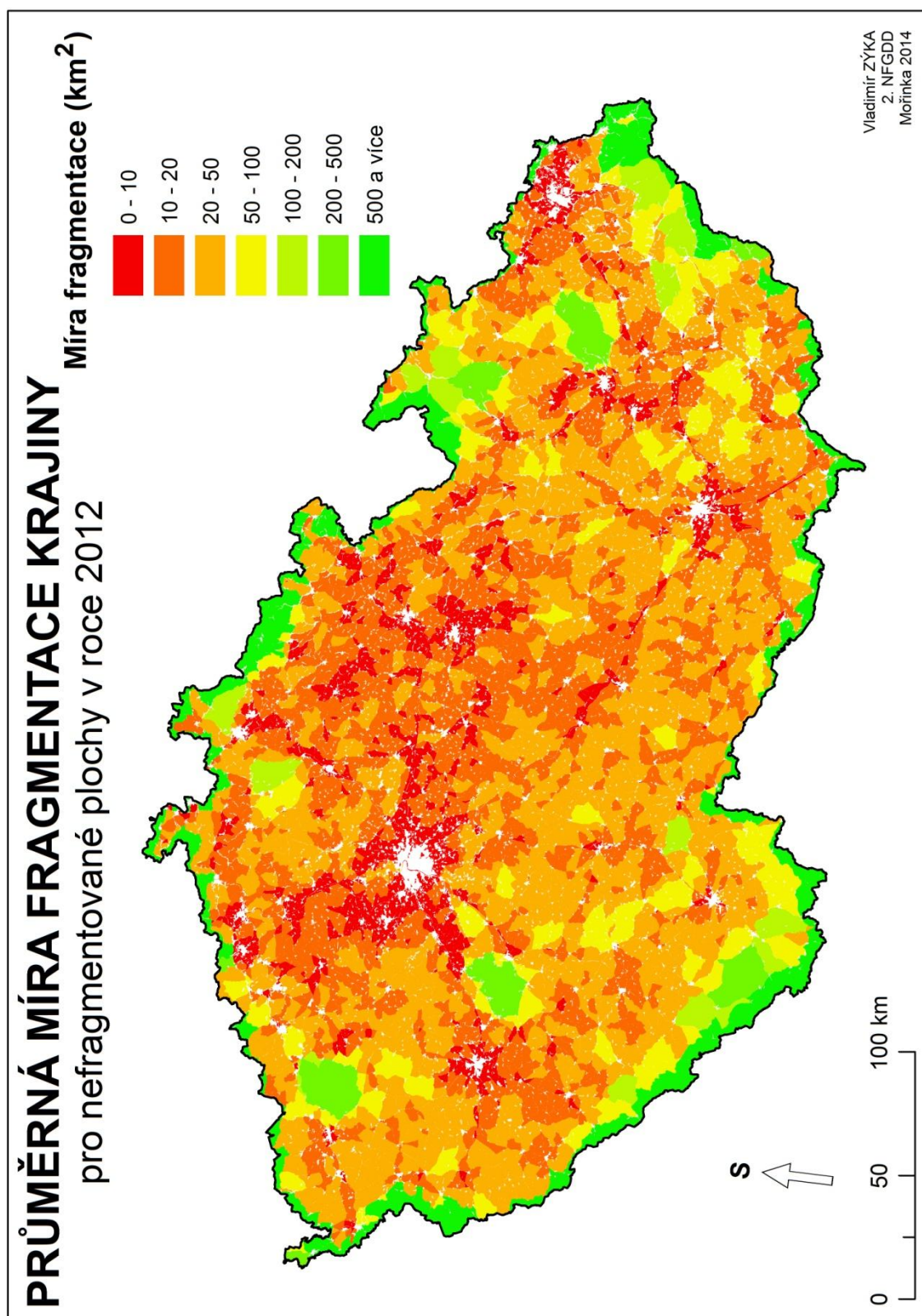


Mapa P2b: Index změny míry fragmentace krajiny pro období 2020/2012

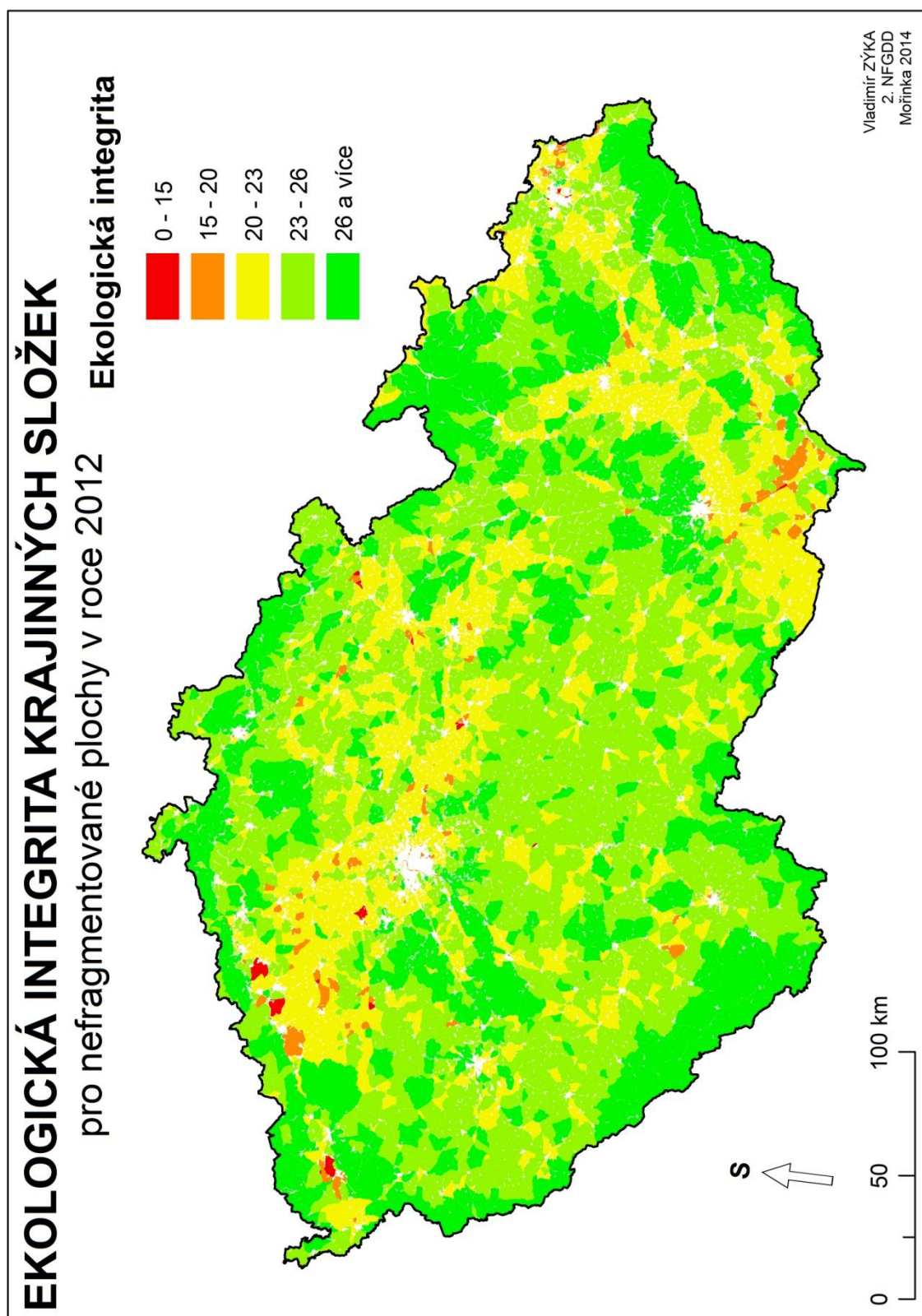




Mapa P2c: Průměrná míra fragmentace krajiny pro nefragmentované plochy v roce 2012

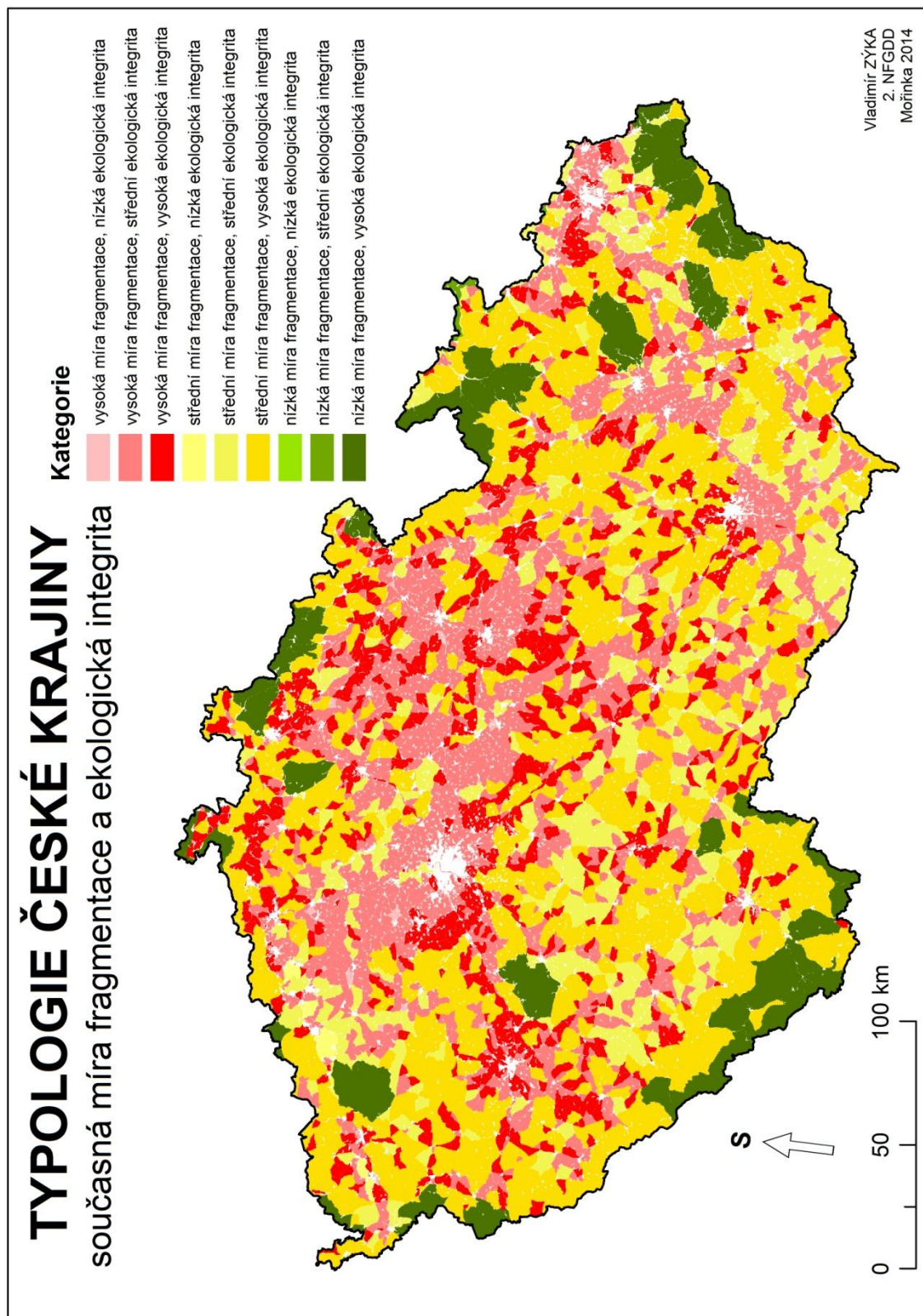


Mapa P2d: Ekologická integrita nefragmentovaných ploch v roce 2012

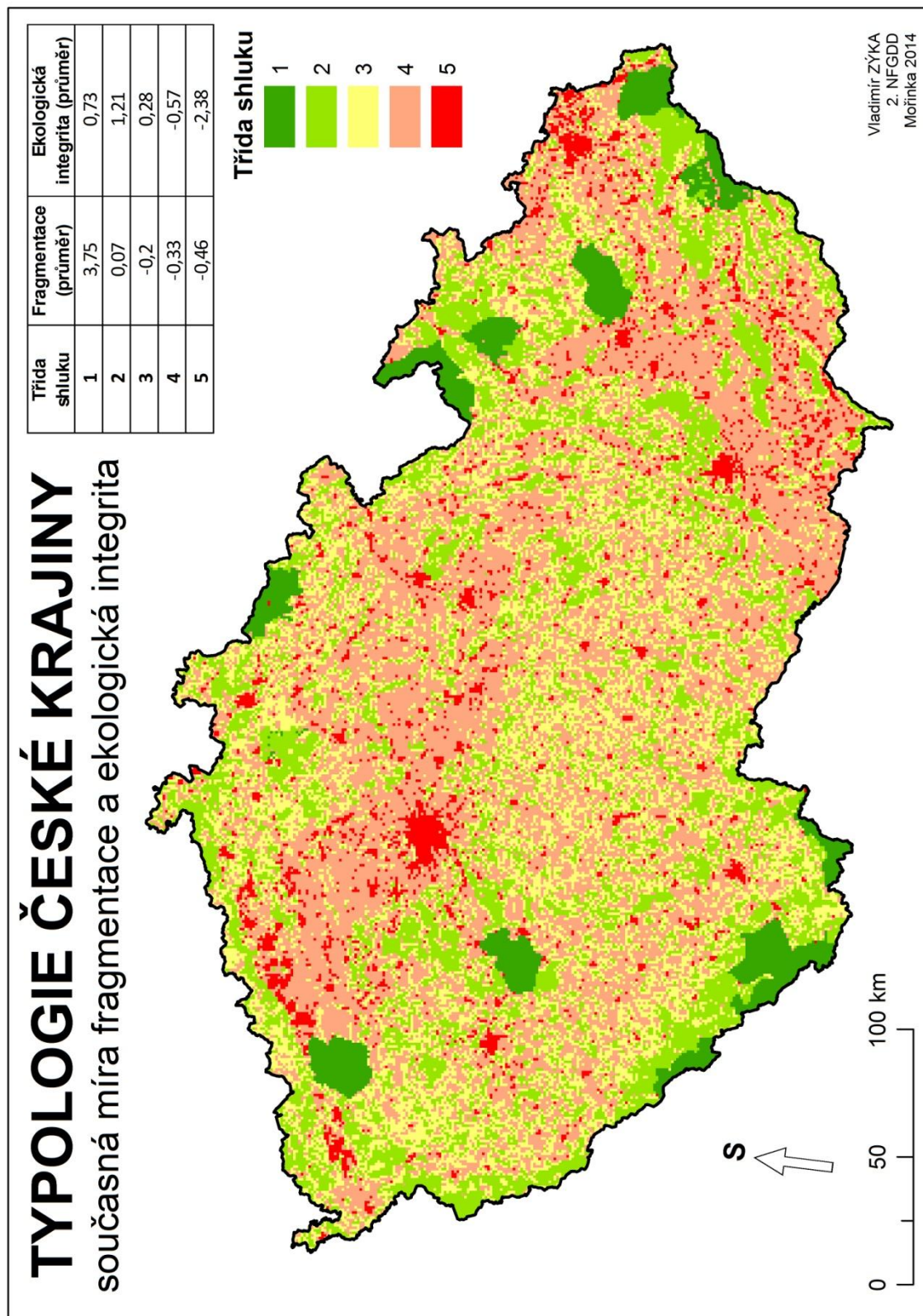




Mapa P2e: Typologie české krajiny na základě míry fragmentace a ekologické integrity (expertní analýza)

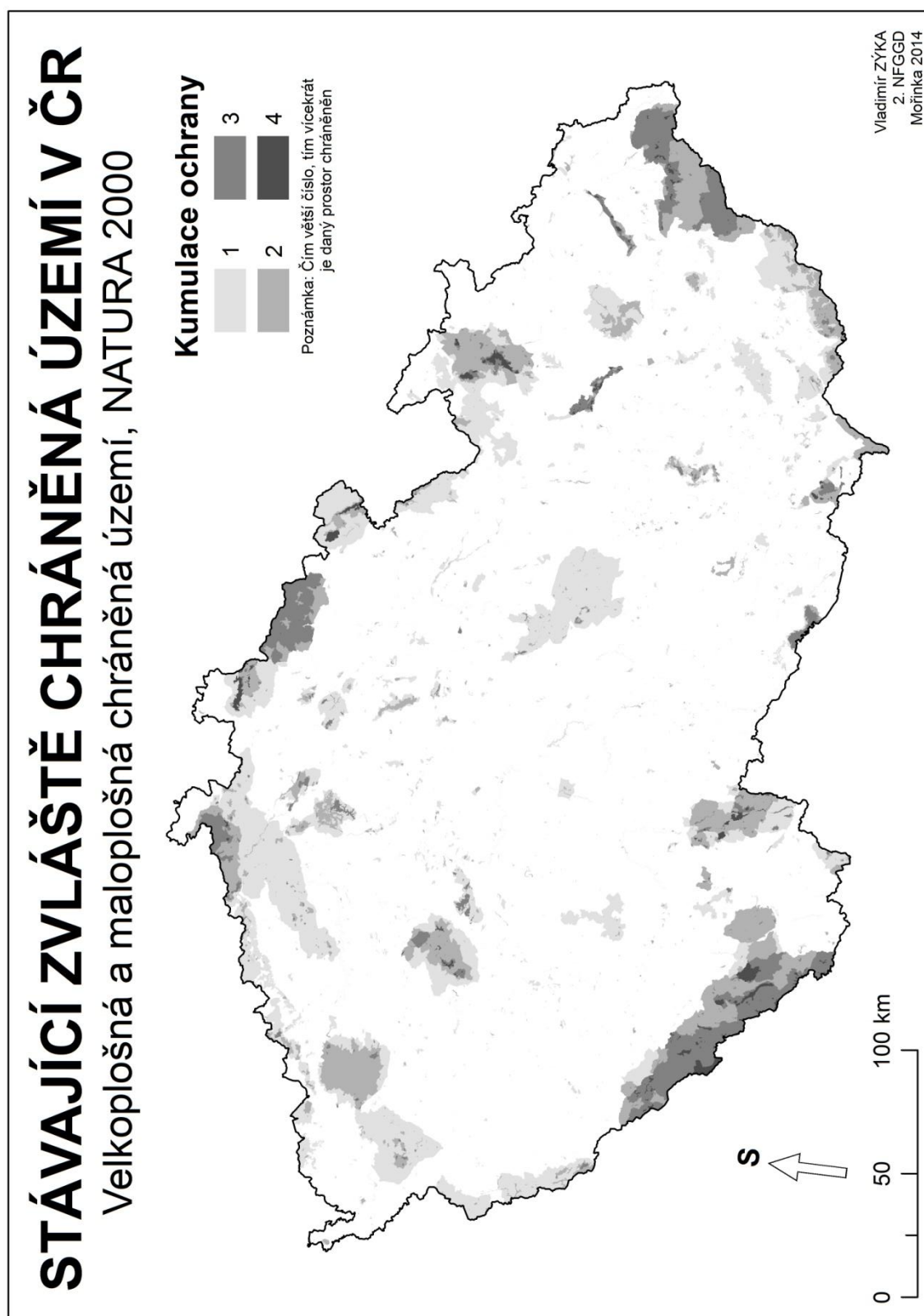


Mapa P2f: Typologie české krajiny na základě míry fragmentace a ekologické integrity (expertní analýza)

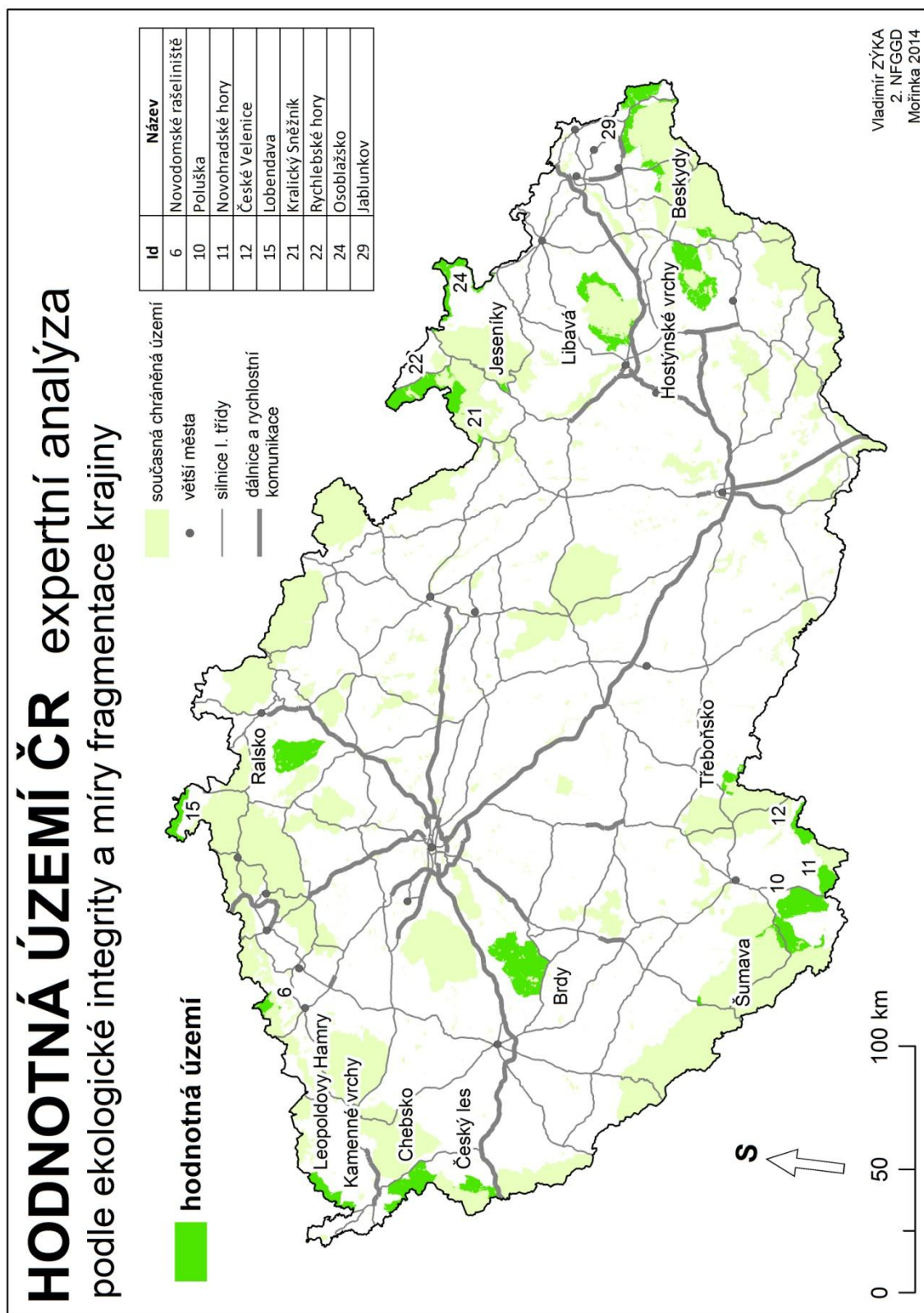




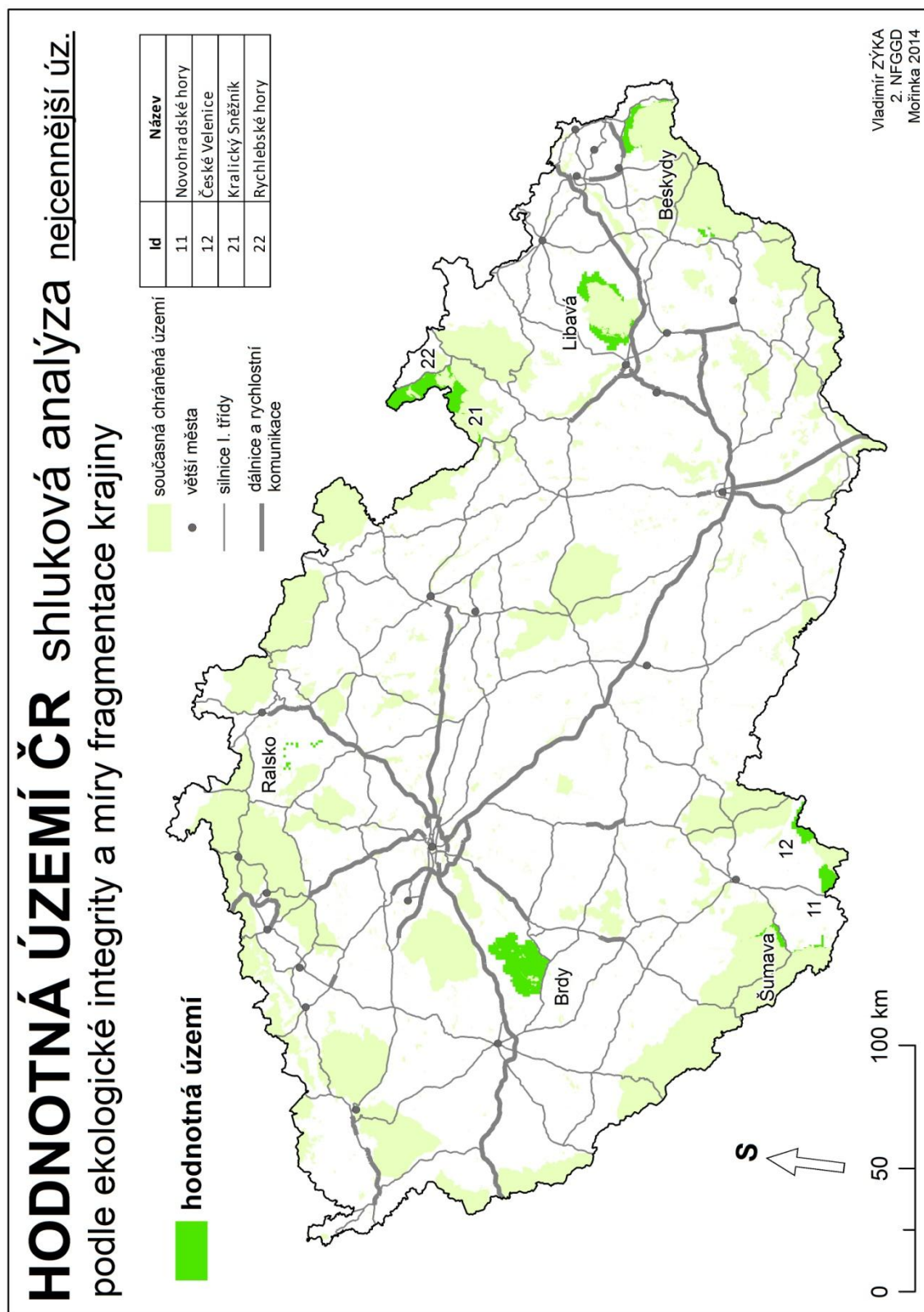
Mapa P2g: Kumulace stávající územní ochrany přírody a krajiny



Mapa P2h: Hodnotná území vymezená expertní analýzou

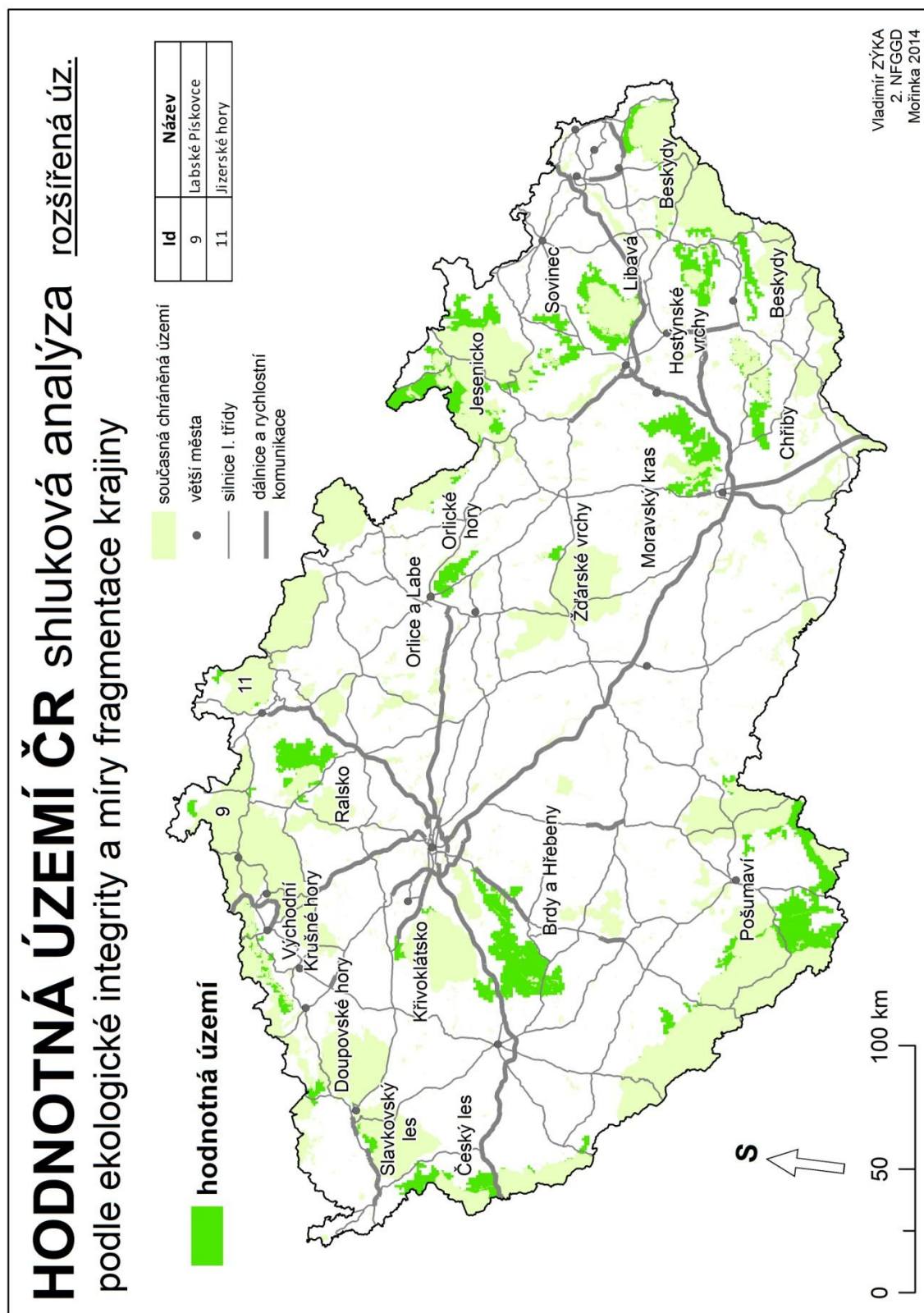


Mapa P2i: Nejcennější území vymezená shlukovou analýzou





Mapa P2j: Rozšířená hodnotná území vymezená shlukovou analýzou



Mapa P2k: Hodnotná území bez kontaktu se zvláštní územní ochranou (ZCHÚ) vymezená objektivní analýzou

